



COLEGIO DE POSTGRADUADOS

INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS AGRÍCOLAS

CAMPUS MONTECILLO

POSTGRADO DE EDAFOLOGÍA

IMPACTO DE LOS INCENDIOS FORESTALES EN LAS COMUNIDADES MICROBIANAS DEL SUELO EN EL MONTE TLÁLOC

SIGRID EUGENIA CAZARES ESQUIVEL

T E S I S

PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL
PARA OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRA EN CIENCIAS

MONTECILLO, TEXCOCO, ESTADO DE MÉXICO

2019



COLEGIO DE POSTGRADUADOS

INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS AGRÍCOLAS

CARTA DE CONSENTIMIENTO DE USO DE LOS DERECHOS DE AUTOR Y DE LAS REGALÍAS COMERCIALES DE PRODUCTOS DE INVESTIGACIÓN

En adición al beneficio ético, moral y académico que he obtenido durante mis estudios en el Colegio de Postgraduados, la que suscribe, **Sigrid Eugenia Cazares Esquivel**, alumna de esta institución, estoy de acuerdo en ser partícipe de las regalías económicas -o académicas, de procedencia nacional e internacional, que se deriven del trabajo de investigación que realicé en esta institución, bajo la dirección del Profesor **Dr. Juan José Almaraz Suarez**, por lo que otorgo los derechos de autor de mi tesis **Impacto de los Incendios Forestales en las Comunidades Microbianas del Suelo en el Monte Tláloc** y de los productos de dicha investigación al Colegio de Postgraduados. Las patentes y secretos industriales que se puedan derivar serán registrados a nombre del Colegio de Postgraduados y las regalías económicas que se deriven serán distribuidas entre la institución, el Consejero o Director de Tesis y el que suscribe, de acuerdo con las negociaciones entre las tres partes. Por ello me comprometo a no realizar ninguna acción que dañe el proceso de explotación comercial de dichos productos a favor de esta institución.

Montecillo, Texcoco, 31 de mayo de 2019.

Sigrid Eugenia Cazares Esquivel

Dr. Juan José Almaraz Suarez

La presente tesis, titulada: ***Impacto de los Incendios Forestales en las Comunidades Microbianas del Suelo en el Monte Tláloc***, realizada por la alumna: **Sigrid Eugenia Cazares Esquivel**, bajo la dirección del Consejo Particular indicado, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

MAESTRA EN CIENCIAS
EDAFOLOGÍA

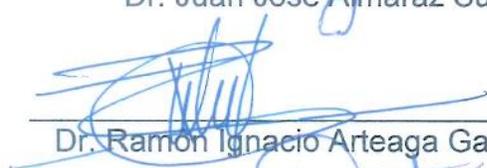
CONSEJO PARTICULAR

CONSEJERO



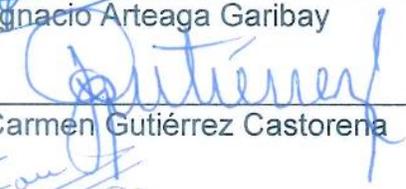
Dr. Juan José Almaraz Suarez

ASESOR



Dr. Ramon Ignacio Arteaga Garibay

ASESORA



Dra. Ma. del Carmen Gutiérrez Castorena

ASESOR



Dr. Ronald Ferrera Cerrato

Montecillo, Texcoco, estado de México, mayo de 2019

IMPACTO DE LOS INCENDIOS FORESTALES EN LAS COMUNIDADES MICROBIANAS DEL SUELO EN EL MONTE TLÁLOC

Sigrid Eugenia Cazares Esquivel, M. en C. Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Postgrado en Edafología.

RESUMEN

Los microorganismos del suelo son indispensables para el correcto funcionamiento del ecosistema, ya que de estos dependen los ciclos biogeoquímicos y la circulación de nutrientes entre el suelo y las plantas. Cualquier alteración de las propiedades del suelo traerá impactos en la microbiota y los procesos biogeoquímicos del suelo. Los incendios son uno de los principales fenómenos que afectan los ecosistemas forestales, debido a la pérdida de la cubierta vegetal. Sin embargo, en México poco se ha estudiado sobre el impacto que los incendios forestales tienen en las comunidades microbianas del suelo. Debido al aumento en frecuencia e intensidad de los incendios forestales, a consecuencia del cambio climático, es indispensable estudiar los efectos del fuego en los componentes del suelo y su recuperación a través del tiempo. El objetivo de este trabajo fue estudiar el impacto de los incendios forestales en las comunidades microbianas del suelo en un bosque de encino del monte Tláloc, Texcoco, estado de México. Se colectaron muestras de suelo de dos sitios incendiados en el mes de abril del año 2017 y de dos sitios similares que no fueron alcanzados por el incendio. Esto se realizó tres días seis y nueve meses después de que ocurrió el siniestro. Se analizaron las características físicas y químicas del suelo (pH, materia orgánica, P, Ca, Mg, Na y K), además se evaluó la actividad y diversidad metabólica microbianas, así como las poblaciones de microorganismos del suelo. Se cuantificaron los agregados del suelo, utilizando el método en seco, y el contenido de humedad, nueve meses después del incendio. Los resultados muestran que la humedad en los sitios incendiados fue menor que en los sitios no incendiados, posiblemente por la formación de una capa hidrófoba. La cantidad de agregados de mayor tamaño (> 9.5 mm) disminuyó y los de menor tamaño (>1 mm) aumentaron. Los contenidos de materia orgánica, Ca y Mg del suelo disminuyeron por efecto del incendio. Se detectó un aumento en el P hasta seis meses después del incendio. La actividad y la diversidad metabólica fueron fuertemente deprimidas después del incendio, no obstante, al pasar el tiempo y durante el periodo de lluvias, la liberación de nutrientes en el suelo estimuló la actividad de los microorganismos. La población microbiana fue baja, tanto en sitios incendiados como no incendiados, debido a que el incendio ocurrió en la época más seca, y luego aumentó en el periodo de lluvias. Aunque se conoce el impacto de los incendios forestales en la vegetación, se sabe poco acerca de su efecto en el suelo. Los resultados indican que las poblaciones microbianas se recuperan después de pocos meses de que ocurre un incendio, lo cual está en función de la severidad e intensidad del incendio.

Palabras clave: Actividad metabólica microbiana, Diversidad metabólica microbiana, poblaciones microbianas del suelo.

IMPACT OF WILDFIRES ON SOIL MICROBIAL COMMUNITIES ON MOUNT TLALOC

Sigrid Eugenia Cazares Esquivel, M. en C. Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Postgrado en Edafología.

ABSTRACT

Microorganisms found in soils are essential for the correct function of an ecosystem, as the biogeochemical cycles and circling of the nutrients between the soil and the plants depend on them. Any disturbance in the soil will bring consequences on its components, including the biogeochemical processes of the soil. Forest fires are considered one of the main phenomena that affects the forest ecosystems due to the loss of vegetation. However, little has been studied in Mexico on the impact that forest fires have on the microbial communities of the soil. Due to the increase in frequency and intensity of forest fires as a consequence of the climate change, it is of utmost importance to study the effects of fires on the soil's components and its recovery through a lapse of time.

The aim of this research was to study the effects that wild fires have on the microbial communities in soil in an oak forest on Mount Tlaloc, in Texcoco, in the state of Mexico. Soil samples were collected from two burned sites in the month of April of 2017, and from two similar sites that were not reached/burned by the fire. This was done for three days, six and nine months after the wild fire occurred. The physical and chemical characteristics of the soil were analyzed (pH, organic matter, P, Ca, Mg, Na, K), as well as evaluating the metabolic microbial activity and diversity, as well as the microbial population of the soil. The soil's aggregates were quantified using the dry methodology and the content of humidity (gravimetric) nine months after the fire. The results showed that the humidity on the burned sites was less than that of the sites that were not burned, possibly due to the forming of a hydrophobic layer. The quantity of bigger size soil aggregates (more than 9.5mm) decreased and those of smaller size (less than 1 mm) increased. The content of the organic matter on soil, Ca and Mg decreased due to the effect of the fire. An increase in P was detected after six months of the fire. Metabolic activity and diversity were strongly suppressed, after the fire, nonetheless at the lapse of time and during the rainy season, the release of nutrients stimulated the activity of the microorganisms in the soil. In a same manner, the microbial population was low in the burned sites as well as in the ones not burned due to the fact that the fire occurred during the dry season, and increased in the rainy season. Even though the impact of forest fires on vegetation is well known, little is known about its effects on the soil. Our results indicate that microbial populations is recover themselves a few months after the wildfire occurred, which depend on the severity and intensity of the fire.

Key words: Microbial metabolic activity, Microbial metabolic diversity, microbial populations of soil.

DEDICATORIA

To my niece Alessa.

I want to be an inspiration for you, thank you for this first year full of smiles and love. I love you to the moon baby girl. Someday you will be able to make your own way in life, till that day I will be here for you, to hold your hand and to teach you everything I have learnt during this journey. And, of course, to show you how science can change the world.

Daniel 2:20-23

AGRADECIMIENTOS

A Dios, por poner en mi corazón el querer y el hacer las cosas, por mostrarme su infinito e incondicional amor en cada paso de mi vida. Por regalarme día a día un motivo para sonreír sin importar lo difíciles que las cosas parecían. Porque nunca hubo sombra demasiado oscura, ni muro demasiado alto, ni mentira que no derribara para venir por mí.

A mi familia, mis padres Olga y Carlos Cazares, por siempre apoyarme y motivarme a ser lo que soy, hoy más que nunca sé que sin ustedes yo no hubiera llegado tan lejos. Gracias por apoyar cada sueño que he tenido. Nunca ha sido fácil pero siempre han estado conmigo incondicionalmente.

A mi hermano Carlos y su esposa Jazmín, por darme un motivo más para ser una mejor persona, mi sobrina Alessa, espero ser un ejemplo para ella, gracias por hacerme la tía más feliz del mundo.

A mí querido “jefe”, Dr. Juan José Almaraz Suarez, gracias por todas las enseñanzas, las risas, los ánimos, por escucharme y ser un ejemplo a seguir siempre, gracias por hacerme sentir la alumna consentida, por todas esas pláticas interesantes sobre la vida y por motivarme a no caer cuando me sentí perdida.

A mis asesores:

Dr. Ronald Ferrera Cerrato, por todos los consejos y por creer en mí y apoyarme. Usted ha sido un ejemplo de trabajo y dedicación.

Dra. Carmen Gutiérrez Castorena, por apoyarme y motivarme a dar más. Gracias por siempre estar dispuesta a enseñarme.

Dr. Ramón I. Arteaga Garibay, por ser un gran jefe, por las pláticas y los consejos, por motivarme a seguir en la ciencia, por ser un ejemplo de ser humano y por recibirme en el CNRG, es invaluable para mí lo que aprendí en Jalisco.

A mis maestros del Colegio de Postgraduados, siempre hubo un propósito especial en cada momento y cada enseñanza, todos son personas excepcionales y siempre me motivaron a ser y dar más de mí.

A todo el personal del área de microbiología, a Karlita, a Rosario, gracias por todo el apoyo en cada pequeño detalle y por todas las tazas de café, a Don Manuel Solano, siempre me sentí apreciada por usted y es mutuo.

A mis compañeros y amigos que siempre estuvieron ahí, a los técnicos del CNRG. A mis amigas que aún están conmigo y a las personas que estuvieron y tomaron otro camino, gracias por todo.

A esa persona especial que me ha apoyado incondicionalmente, que me ha escuchado y animado a seguir adelante, que me ha motivado a hacer lo que me gusta y me ha hecho sentir querida aun en la distancia, gracias por creer en mi aun cuando ya no quería seguir, por todas las palabras de ánimo y apoyo, atesoro cada momento que hemos pasado juntos, siempre estarás en mi corazón.

A CONACYT por el apoyo económico para continuar con mis estudios, gracias a esta institución muchos tenemos el privilegio de obtener un grado y hacer de nuestro país un lugar mejor.

And who knows but that you have come to your royal position for such a time as this?

Esther 4:14

CONTENIDO

RESUMEN.....	iv
ABSTRACT	v
DEDICATORIA	vi
AGRADECIMIENTOS	vii
LISTA DE FIGURAS.....	xi
LISTA DE CUADROS.....	xii
INTRODUCCIÓN GENERAL.....	1
OBJETIVOS	3
Objetivo General.....	3
Objetivos Específicos	3
HIPÓTESIS	4
HIPÓTESIS GENERAL	4
HIPÓTESIS ESPECÍFICAS.....	4
REVISIÓN DE LITERATURA	5
Cambio climático	5
Incendios Forestales	8
El suelo y los incendios forestales.....	10
Microorganismos del suelo e incendios forestales	13
LITERATURA CITADA	16
CAPÍTULO 1. IMPACTO DE LOS INCENDIOS EN LAS COMUNIDADES MICROBIANAS DEL SUELO, EN UN BOSQUE DE ENCINO, EN EL CENTRO DE MÉXICO	21
1.1 Resumen	21
1.2 Introducción	22
1.3 Materiales y métodos.....	23
1.3.1 Localización del sitio de estudio	23
1.3.2 Colecta de muestras de suelo	23
1.3.3 Análisis de Suelo	24
1.3.4 Evaluación de poblaciones microbianas.....	24

1.3.5 Índice de Diversidad Metabólica	25
1.3.6 Actividad metabólica microbiana	27
1.3.7 Análisis estadísticos	28
1.4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN	28
1.4.1 Humedad del suelo.....	29
1.4.2 Agregados del suelo	30
1.4.3 Análisis de suelo.....	32
1.4.4 Cuantificación de Unidades Formadoras de Colonias	40
1.4.5 Actividad Metabólica Microbiana	45
1.4.6 Diversidad metabólica microbiana	48
1.5 CONCLUSIONES GENERALES	51
1.6 LITERATURA CITADA	52
CONCLUSIÓN GENERAL.....	55

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Reacciones en cascada producto del Cambio Climático en bosques.	7
Figura 2. Procesos de degradación de suelo en México.	12
Figura 3. Precipitación mensual del promedio de 30 años y precipitación mensual	29
Figura 4. Porcentaje de agregados	32
Figura 5. Contenido de materia orgánica	33
Figura 6. Contenido de sodio.	34
Figura 7. pH del suelo.	35
Figura 8. Contenido de potasio.	36
Figura 9. Fósforo disponible.	38
Figura 10. Concentración de calcio.	39
Figura 11. Concentración de magnesio.	40
Figura 12. Cuantificación de unidades formadoras de colonias	44
Figura 13. Actividad metabólica microbiana	47
Figura 14. Índice de Shannon para diversidad metabólica microbiana	50

LISTA DE CUADROS

Cuadro 1. Humedad del suelo	30
Cuadro 2. Índice de diversidad metabólica de shannon (H'), equidad de Shannon (E) y actividad metabólica (PDC) para los sitios a los tres tiempos.	49

INTRODUCCIÓN GENERAL

Para entender la importancia y las funciones de un ecosistema es indispensable estudiar los componentes que lo conforman. En este sentido, los seres vivos forman parte de estos componentes, cuyas interacciones influyen en el correcto funcionamiento del ecosistema y en el equilibrio dentro de él. De tal forma que cualquier cambio o alteración de las interacciones entre los organismos y su ambiente tienen una influencia directa en las funciones del ecosistema.

El cambio climático está provocando un gran número de disturbios en el planeta como son: sequías intensas, lluvias atemporales, incrementos en las temperaturas del agua y suelo, cambios en la composición de comunidades vegetales de los ecosistemas, incremento de plagas, entre otros (IPCC, 2007). El aumento de la temperatura de la Tierra implica un desequilibrio en los ecosistemas terrestres, ya que los organismos deben adaptarse a la nueva condición, migrar o de lo contrario se extinguirán, lo que puede provocar cambios en la estructura del ecosistema (Mataix-Solera *et al.*, 2009).

El suelo es el sostén de las plantas, de las cuales obtenemos una gran cantidad de productos, además es un componente vital en los ecosistemas. El suelo está constituido por las fracciones mineral y orgánica, y la microbiota que lo habita. De igual manera, es el escenario de diferentes procesos biológicos, sin los cuales la formación de la vida en el planeta no hubiera sido posible. Los microorganismos están presentes en todos los ecosistemas y el suelo es donde se encuentra el mayor reservorio de estos (Schulz *et al.*, 2013).

Desde el principio, los microorganismos, en específico las bacterias, han jugado un papel indispensable en la formación de la atmósfera oxidativa que permite la respiración de los organismos aerobios (Schulz *et al.*, 2013). Además, tienen un papel indispensable en la formación del suelo y en los ciclos biogeoquímicos, de los cuales depende, entre otros, la disposición de nutrientes en el suelo para el crecimiento de plantas (Harrison y Strahm, 2008).

Los incendios son el mayor disturbio que afecta a los ecosistemas forestales, ya que no solo destruye o daña a los árboles, sino también modifica las propiedades del suelo, incluyendo la microbiota (Mataix- Solera *et al.*, 2009). Un incendio elimina la cubierta vegetal y el mantillo compuesto de residuos orgánicos en diferente grado de descomposición, y trae consecuencias sobre los servicios ambientales que el bosque ofrece a la sociedad, como son el agua, el secuestro de carbono y la regulación climática (Mataix- Solera *et al.*, 2009; Tobin y Jansen 2008)

Es importante evaluar los cambios en el suelo y como esto modifica la presencia de los microorganismos al suscitarse un incendio, de esta forma podemos conocer el grado de daño que ocasiona el fuego en el suelo y en los microorganismos presentes en él, y evaluar el tiempo de recuperación de las comunidades microbianas en un bosque, después de ocurrir un disturbio. Posiblemente, el tiempo que lleva a un bosque recuperarse de un incendio depende no solo de la intensidad del incendio (Tobin y Jansen 2008), sino también de la tolerancia de las comunidades vegetales a este siniestro y la capacidad de las comunidades microbianas de recuperarse.

OBJETIVOS

Objetivo General

Estudiar el impacto de los incendios forestales en las comunidades microbianas en un bosque de encino del monte Tláloc, Texcoco, estado de México.

Objetivos Específicos

- Evaluar el efecto de los incendios forestales en la actividad metabólica microbiana del suelo en un bosque de encino.
- Identificar las diferencias en la diversidad metabólica microbiana entre áreas afectadas por incendios forestales y áreas sin afectación.
- Estudiar los cambios en las propiedades edáficas, producto de los incendios forestales, y su relación con los cambios en las poblaciones microbianas.

HIPÓTESIS

HIPÓTESIS GENERAL

La actividad metabólica microbiana y las poblaciones de microorganismos del suelo se alteran o cambian después de ocurrir un incendio.

HIPÓTESIS ESPECÍFICAS

- Algunos microorganismos son capaces de adaptarse y sobrevivir después de un incendio, y estos promueven la recuperación de la diversidad microbiológica del suelo.
- La actividad y la diversidad metabólica microbiana son afectadas por el fuego y están en función de la intensidad del incendio.
- Algunas características físicas y químicas del suelo sufren cambios al ocurrir un incendio y estos están relacionados con las modificaciones en las comunidades microbianas del suelo.

REVISIÓN DE LITERATURA

Cambio climático

La atmósfera está formada por diferentes gases. como CO₂, CH₄, N₂O y vapor de agua, los cuales también se conocen como Gases de Efecto Invernadero (GEI) (IPCC, 2001). Estos se encuentran de manera natural en la atmósfera y tienen un papel fundamental para la vida en el planeta; al atrapar el calor hacen que la temperatura de la Tierra sea la adecuada para los seres vivos. Además, en proporciones adecuadas, estos gases han propiciado el correcto funcionamiento de los ecosistemas y los procesos que se llevan a cabo en la Tierra. Como son los ciclos biogeoquímicos (IPCC, 2014). En los ecosistemas terrestres, las entradas y salidas de estos gases, de forma natural, están reguladas por las plantas y la actividad de los microorganismos del suelo que mantienen un equilibrio y aseguran su supervivencia. No obstante, un desbalance en la concentración de estos en la atmósfera resultará en un desajuste en las temperaturas del planeta e impactará el funcionamiento adecuado de los ecosistemas.

A cualquier alteración en la temperatura, a través del tiempo, se le conoce como Cambio Climático (IPCC, 2007). El Cambio Climático Global (CCG) puede identificarse por la variabilidad atípica de la temperatura del planeta y los cambios en los fenómenos ambientales, en un lugar y tiempo determinados. El incremento en la concentración de los GEI en la atmósfera aumenta la temperatura del planeta y potencia el CCG, desencadenando una serie de fenómenos que modifican el funcionamiento de los ecosistemas.

Desde la revolución industrial, el incremento en las actividades antropogénicas ha ocasionado un aumento en la emisión de GEI (Parmesan y Gary., 2003; IPCC, 2014).

La quema de combustibles fósiles, las prácticas agrícolas e industriales y el cambio de uso de suelo, entre otras, son las principales causas de este aumento en las emisiones a la atmósfera.

Al aumentar la temperatura de la tierra, diversos fenómenos naturales se alteran y potencian (Villers-Ruiz y Trejo-Vázquez 2003). Las sequías, el deshielo de las zonas polares, la migración de especies y las lluvias intensas, entre otros, son fenómenos naturales que, al verse alterados, restringen el funcionamiento de los ecosistemas y sus componentes (Easterling *et al.*, 2000). Se estima que la temperatura de la tierra ha aumentado 0.74°C en el último siglo y como consecuencia el nivel del mar se ha incrementado 1.8 mm por año, en el periodo de 1901 a 2003 (IPCC, 2007).

De los principales GEI, el CO₂ es el más emitido a la atmósfera, debido al aumento en las actividades antropogénicas, la quema de combustibles fósiles, la tala de bosques para el establecimiento de tierras agrícolas y los incendios forestales. Además, las emisiones de CO₂ a la atmósfera se han incrementado desmedidamente, alterando el ciclo del carbono (Hansen *et al.*, 2006, IPCC, 2014).

Los bosques son los que se encargan del mayor porcentaje de secuestro de carbono, los cuales, a través de la fotosíntesis, remueven el CO₂ de la atmósfera, que es emitido en parte por las actividades antropogénicas (IPCC, 2014).

En el informe del Panel Intergubernamental de Cambio Climático (2014) se puntualiza la reacción en cadena producto del cambio climático y cómo esta afecta severamente los subsistemas humanos y naturales (Figura 1). Cabe destacar que, de manera directa, las alteraciones en los periodos de lluvia, que resultan en sequías intensas, afectan los bosques de América del Norte y otras partes del mundo (IPCC, 2014). Esto

ocasiona muerte de la vegetación y alto riesgo de incendios forestales, lo que disminuye el porcentaje de secuestro de carbono.

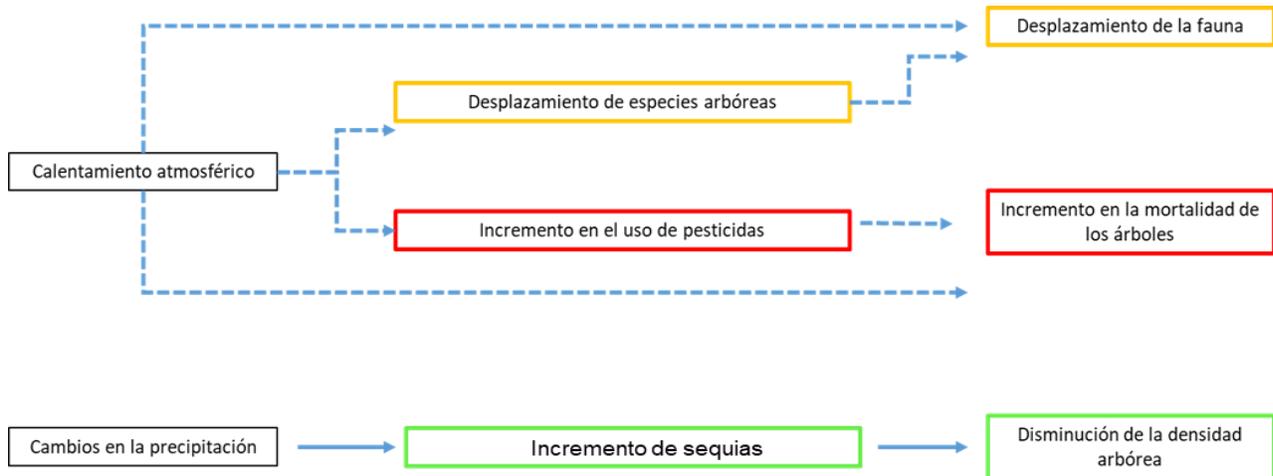


Figura 1. Principales reacciones en cascada, producto del Cambio Climático en bosques. En color naranja se indican los cambios para las islas de gran elevación. En rojo, para el Sahara occidental; en verde, para el norte de América Occidental. Las líneas punteadas indican menor rol y las líneas solidas mayor rol (Adaptado de IPCC,2014).

Desde el año 1950 se han observado cambios en los fenómenos naturales extremos (IPCC 2001), los cuales se han correlacionado directamente con la influencia de las actividades humanas (Hanson y Weltzin., 2000). Las olas de calor, las sequías intensas, las inundaciones, los ciclones y los incendios forestales han revelado la vulnerabilidad de algunos ecosistemas, como los bosques de áreas montañosas y clima frío, a la variabilidad en el clima.

La exposición y vulnerabilidad de los asentamientos humanos y los ecosistemas, ante el CCG, es uno de los principales problemas a los que nos enfrentamos, ya que la temperatura sigue aumentando y restringiendo las funciones de los ecosistemas, aunque algunas especies son menos susceptibles a las variaciones del clima. A pesar de que las medidas de mitigación han tomado lugar en gran parte del planeta, las emisiones de

GEI a la atmósfera, producto de actividades antropogénicas, continúan aumentando (IPCC, 2014). No obstante, algunas medidas de adaptación y mitigación siguen generando riesgos; estos serán menores en comparación con la irreversibilidad y severidad de los impactos ocasionados por el CCG (IPCC 2000).

La creación de políticas que regulen las emisiones de GEI a la atmósfera, la generación de conciencia en las personas para mitigar estas emisiones y los aportes científicos e investigación en la materia son medidas necesarias para frenar el aumento en las temperaturas.

Incendios Forestales

Los incendios forestales son una de las principales causas de la pérdida de la cubierta forestal. El incremento en la temperatura del planeta ha modificado los fenómenos ambientales, potenciando las sequías intensas (IPCC, 2014) y aumentando el combustible disponible para los incendios (Gillett *et al.*, 2004). Existe una estrecha relación entre el cambio climático y el aumento en intensidad y frecuencia en los incendios forestales (Westerling *et al.*, 2006; Guo *et al.*, 2016a; Guo *et al.*, 2016b; Westerling 2016). La quema de los bosques no solo ocasiona la pérdida de cubierta forestal, sino que emite fuertes cantidades de CO₂ a la atmósfera, potenciando el calentamiento global. Sin embargo, la pérdida de bosques no es la única consecuencia de los incendios forestales en los ecosistemas.

Los ciclos biogeoquímicos regulan la circulación de nutrientes en los ecosistemas. Estos, a su vez, están en función de los microorganismos del suelo, de los cuales depende el funcionamiento de los ecosistemas forestales. Al acontecer un incendio, la temperatura del suelo aumenta, modificando componentes orgánicos, químicos y

minerales, y, de la misma manera, alterando la composición microbiana del suelo y los procesos que se llevan a cabo en él. El aumento en la temperatura del suelo modifica la diversidad y las funciones de los microorganismos presentes en él, haciendo que este descontrol dificulte la recuperación del ecosistema (Mataix-Solera et al, 2014)

Se pueden describir dos principales tipos de incendios, los cuales están en función de factores como la cantidad de combustible disponible, la humedad relativa, la orientación y fuerza del viento, entre otros (Boegelsack *et al.*, 2018). Por una parte, están los incendios superficiales, que incluyen aquellos controlados en las prácticas agrícolas y los que impactan únicamente la parte superficial del suelo (0 -15 cm); por otro lado, están aquellos que se producen bajo la tierra, dañando un perfil más profundo (Tobin, 2008). Si bien en los incendios superficiales el calor no penetra más allá de unos centímetros, los cambios en la composición física, química y mineral de suelo, así como la pérdida de la cubierta vegetal, cambian el entorno en el que los microorganismos del suelo crecen, además de alterar el ambiente en el que las raíces interactúan con los microorganismos del suelo (Mataix-Solera *et al.*, 2014; Pereira *et al.*, 2012).

La severidad de un incendio es una medida indirecta de los efectos que tiene un incendio en la vegetación y las propiedades del suelo (Pereira *et al.*, 2012). La severidad y la intensidad de un incendio son factores diferentes; mientras que la intensidad está determinada por la cantidad de calor emitida al suelo, durante el incendio (Neary *et al.*, 1999; Tobin 2008), la severidad depende de complejas interacciones entre la temperatura, las condiciones meteorológicas antes y durante el incendio, las fuentes combustibles disponibles, la temporada en la que se suscita el incendio y el tipo de ecosistema, entre otros (Pereira *et al.*, 2012). El cambio climático es un factor que

potencia la disponibilidad de combustibles; la temporada de sequías y el porcentaje de precipitación también juegan un papel importante en cuanto a la intensidad, duración y dispersión de un incendio.

De acuerdo con la capacidad de calor del agua ($4.184 \text{ g}^{-1} \text{ }^{\circ}\text{C}^{-1}$), se necesita una cantidad considerable de calor para evaporar toda el agua contenida en el suelo; de hecho, la temperatura del suelo no puede exceder de 90°C , hasta que toda el agua contenida en él se evapora (Campbell *et al.*, 1994) y mientras esto sucede, son las entalpias de calentamiento y vaporización del suelo las que se encargan de mitigar el incremento de la temperatura (Tobin, 2008). Es aquí donde el cambio climático juega un papel dramático, debido a que los periodos de sequía y las alteraciones en los periodos de lluvia aumentan la disponibilidad de combustibles en el suelo.

El suelo y los incendios forestales

La mayoría de los estudios en México relacionados con la degradación de los suelos se han enfocado, principalmente, en la pérdida del suelo por erosión hídrica y eólica (SEMARNAT, 2017); sin embargo, poco se ha estudiado la pérdida de suelo a causa de los incendios forestales. La SEMARNAT (2017) describe cuatro tipos principales de degradación del suelo: química, física, hídrica y eólica (Figura 2). Dentro de estos, también se analiza el papel que las prácticas agrícolas, el cambio de uso de suelo y las alteraciones producidas por el hombre juegan en la degradación del suelo. No obstante, poco se ha hablado del lugar que ocupa un incendio en estos cuatro tipos de degradación.

Por una parte, la degradación hídrica se refiere a la pérdida de suelo, debido al arrastre total o parcial a causa del agua. La degradación eólica se presenta al perderse el suelo por acción del viento. La química está relacionada con la pérdida de actividad biológica en el suelo, sin embargo, esta se atribuye mayormente a las prácticas agrícolas y al uso de químicos en estas (SEMARNAT, 2017). Por último, está la erosión física, la cual se refiere a la pérdida de agregados y estructura del suelo, lo cual provoca una disminución en la capacidad de retención de humedad en el suelo (Tobin, 2008). Tomando en cuenta lo anterior, el estudio de los impactos de un incendio en el suelo ubicaría a este fenómeno entre los cuatro tipos de degradación.

Al suscitarse un incendio, independientemente del perfil de suelo en que el calor logre penetrar, puede o no suceder una pérdida o liberación de nutrientes (Tobin, 2008), esto está en función tanto de la intensidad como de la severidad del fuego (Pereira *et al.*, 2012), sin embargo, un desequilibrio en los nutrientes y compuestos orgánicos del suelo siempre tendrá un efecto en los procesos biogeoquímicos llevados a cabo en él y en su fertilidad (Ballard, 2000).



Figura 2. Procesos de degradación de suelo en México, adaptado de SEMARNAT (2017).

Al suscitarse un incendio, la temperatura tendrá también un efecto en los agregados del suelo, sobre todo en los de mayor tamaño y, en consecuencia, la retención de humedad se verá drásticamente reducida (Ballard, 2000). La pérdida en la retención de humedad provoca la erosión hídrica, física y eólica del suelo (Ballard, 2000; SEMARNAT, 2017). Asimismo, los microorganismos del suelo proliferan mayormente en presencia de humedad, por lo que los agregados del suelo son el escenario perfecto para su desarrollo (Umer y Rajab, 2012). Al perderse los agregados, también se perderá la actividad y diversidad biológica de este. Por esta razón es importante entender el papel que juegan los incendios forestales en la degradación del suelo.

Microorganismos del suelo e incendios forestales

Los microorganismos están presentes en todos los ecosistemas y son los encargados de regular diversas funciones dentro de los ciclos biogeoquímicos, como ya se mencionó anteriormente. Además de ser una pieza clave en la génesis del suelo (Schulz *et al.*, 2013), los microorganismos regulan procesos de gran importancia para el establecimiento de las especies vegetales y forman una red de comunicación en la rizósfera, que involucra relaciones simbióticas mutualistas sin las cuales el funcionamiento adecuado de los ecosistemas forestales no sería posible y, de igual manera, representan un papel indispensable en la dinámica del carbono en el suelo.

Las bacterias son organismos procariontes unicelulares que poseen la habilidad de cambiar su fenotipo en periodos muy cortos, para adaptarse a las condiciones de su entorno a través de la expresión y supresión de genes (Schulz *et al.*, 2013). Así, las bacterias se encargaron de modificar la atmósfera primitiva para convertirla en la atmósfera oxidativa que permite la respiración aerobia en el planeta y, del mismo modo, fueron las bacterias quienes participaron en la formación del suelo primitivo. Esto nos da una idea de la importancia y, sobre todo, la sensibilidad de los microorganismos a los cambios en su entorno. A pesar de su capacidad para adaptarse a ambientes extremos, hay condicionantes que limitan la proliferación de las bacterias en suelo y que, al presentarse una alteración en el entorno en el que se desarrollan, como ocurre al suscitarse un incendio, sufren cambios radicales (Tobin, 2008).

Factores como el pH, la disponibilidad de nutrientes (como P, N, y C), la humedad y la temperatura (Vazquez, Acea y Carballas 1993; Wan, Hui y Luo 2001) son alterados al ocurrir un incendio y esto provoca cambios en el microbioma existente (Choromanska y DeLuca, 2001). Así mismo, las comunidades microbianas del suelo están en sujetas a

efectos de los cambios en la vegetación, el musgo y las plantas arbustivas que conforman los ecosistemas tiempo después de ocurrir los incendios (De Long *et al.*, 2016).

En el caso del carbono, al incrementarse la temperatura, a causa de un incendio, hay una pérdida debido a la quema de la materia orgánica y este es emitido, en forma de CO₂, a la atmósfera. De acuerdo con la composición y la cantidad de material combustible, el incendio avanza y se intensifica; por esta razón, este fenómeno es más común en los periodos secos. Además, la presencia de cenizas modifica la estructura, pH y fertilidad del suelo.

En el caso del nitrógeno inorgánico, el aumento en el calor del suelo suele aumentar su disponibilidad (Barreiro *et al.*, 2016), siempre y cuando el incremento de la temperatura sea moderado (< 25°) (Tobin, 2008). No así cuando la temperatura aumenta por encima de 25°, ya que el nitrógeno se volatiliza drásticamente (Badía y Martí, 2003). De esta forma, el aumento o disminución de nitrógeno en el suelo puede ser un indicador de las temperaturas alcanzadas durante un incendio, así como de la intensidad de este.

Dado que el suelo juega un papel sumamente importante en los ciclos biogeoquímicos, los efectos que un incendio causa en los bosques conducen a un aumento de las emisiones de carbono a la atmósfera, en forma de dióxido de carbono, por la quema de la vegetación y combustibles. Además, también ocurren pérdidas de materia orgánica en el suelo y reducción o total aniquilación de los microorganismos capaces de descomponerla, así como la pérdida o liberación de nutrientes.

La composición microbiana depende de la composición mineral y biológica del suelo, el tipo de vegetación, la exposición a la radiación y la capacidad de retención del agua de los ecosistemas (Nesme *et al.*, 2016). Aun en el mismo ecosistema, la heterogeneidad

del suelo representa un reto para el estudio de la diversidad microbiana (Rodríguez-Guzman et al., 2011; Baldrian, 2017), por lo que es necesario implementar nuevas técnicas y conceptos que rompen paradigmas establecidos en ciencias como microbiología, ecología, evolución y biotecnología (Rodríguez-Guzmán *et al.*, 2011).

Dada la heterogeneidad mineral, orgánica y biológica del suelo se pueden encontrar o no diferencias significativas en el microbioma rizosférico, después de un incendio (Prendergast-Miller *et al.*, 2017), incluso en sitios que no han sido afectados por factores antropogénicos (Gilbert *et al.*, 2010). El microbioma depende de condiciones del suelo y la vegetación altamente variables. Cada ecosistema está compuesto por diferentes especies vegetales y la composición de la microbiota de estos está en función de las raíces, la humedad y, en general, la composición orgánica e inorgánica del suelo.

LITERATURA CITADA

Badía D. y Martí C. 2003. Plant ash and heat intensity effects on chemical and physical properties of two contrasting soils. *Arid Land Research and Management* 17: 23–41. <https://doi.org/10.1080/15324980301595>.

Ballard, T.M., 2000. Impacts of forest management on northern forest soils. *Forest Ecology and Management* 133 (1–2), 37–42.

Barreiro, A., A. Martín, T. Carballas, and M. Díaz-Raviña. 2016. “Long-Term Response of Soil Microbial Communities to Fire and Fire-Fighting Chemicals.” *Biology and Fertility of Soils* 52: 963–75. <https://doi.org/10.1007/s00374-016-1133-5>.

Boegelsack, N., Withey J., Sullivan O., and McMartin D. 2018. “A Critical Examination of the Relationship between Wildfires and Climate Change with Consideration of the Human Impact,” 461–67. <https://doi.org/10.4236/jep.2018.95028>.

Campbell GS, Jungbauer JD, Bidlake WR and Hungerford RD (1994) Predicting the effect of temperature on soil thermal conductivity. *Soil Science* 158:307-313.

Choromanska, U., and T.H. DeLuca. 2001. “Prescribed Fire Alters the Impact of Wildfire on Soil Biochemical Properties in a Ponderosa Pine Forest.” *Soil Science Society of America Journal* 65 (1): 232. <https://doi.org/10.2136/sssaj2001.651232x>.

Dale, V H, L a Joyce, S McNulty, R P Neilson, M P Ayres, M D Flannigan, P J Hanson, et al. 2001. “Climate Change and Forest Disturbances” 51 (9): 723–34.

De Long, J. R., Dorrepaal E., Kardol P., Nilsson M. C., Teuber L. M., y Wardle D. A. 2016. “Contrasting Responses of Soil Microbial and Nematode Communities to Warming and Plant Functional Group Removal Across a Post-Fire Boreal Forest Successional Gradient.” *Ecosystems* 19 (2): 339–55. <https://doi.org/10.1007/s10021-015-9935-0>.

Easterling DR, Meehl GA, Parmesan C, Changnon SA, Karl TR, Mearns LO. 2000. Climate

extremes: Observations, modeling, and impacts. *Science* 289: 2068–2074.

Gilbert J. A., Meyer F., Jansson J. Gordon J., Pace N., Tiedje J., Fierrer N., Field D., Kyrpides N., Glöckner F. O., Wommack K. E., Glass E., Dochery K., Gallery R., Stevens R., Knight R. 2010. The Earth Microbiome Project: Meeting report of the “1st EMP meeting on sample selection and acquisition” at Agronome National Laboratory October 6th 2010. *Standards in Genomic Sciences*. 3:246-253.

Gillett N. P., Weaver A. J., Zwiers F. W., Flanningan M. D. 2004. Detecting the Effect of Climatic Change on Canadian Forest Fires. *Geophysica Research Letters* 31. DOI: 10.1029/2004GL020876.

Guo, F., Su, Z., Wang, G., Sun, L., Lin, F., Liu, A., 2016a. Wildfire ignition in the forests of Southeast China: identifying drivers and spatial distribution to predict wildfire likelihood. *Applied Geography* 66, 12–21.

Guo, F., G. Wang, Z. Su, H. Liang, W. Wang, F. Lin, A. Liu. 2016b. What drives forest-fire in Fujian, China? Evidence from logistic regression and random forests. *International Journal of Wildland Fire* 25: 1-15.

Hansen, J., Ruedy, R., Sato, M., Lo, K., 2006. GISS Surface Temperature Analysis. Global Temperature Trends: 2005 Summation. NASA Goddard Institute for Space Studies and Columbia University Earth Institute, New York, NY USA.

Hanson PJ, y Weltzin JF. 2000. Drought disturbance from climate change response of United States forests. *Science of the Total Environment* 262: 205–220.

Harrison, R. B. y Strahm, B. 2008. Soil Formation. Encyclopedia of Ecology. Editorial, lugar de publicación. 3291-3295.

IPCC, 2001: Climate Change 2001: Synthesis Report. A Contribution of Working Groups I, II, and III to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Watson, R.T. and the Core Writing Team (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, and New York, NY, USA, 398 pp.

IPCC, 2007: Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, Pachauri, R.K and Reisinger, A. (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 104 pp

IPCC, 2014: Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.

Mataix-Solera J., Guerrero C., García-Orenes F., Bárcenas G.M., Torres P. 2014. Forest Fire Effects on Soil Microbiology. Fire effects on Soils and Restoration Strategies. Chapter 5.

Neary, Daniel G., Carole C. Klopatek, Leonard F. DeBano, and Peter F. Ffolliott. 1999. "Fire Effects on Belowground Sustainability: A Review and Synthesis." *Forest Ecology and Management* 122 (1–2): 51–71. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00032-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00032-8).

Nesme J., Achouak S., Agathos S.N., Bailey M., Baldrian P., Brunel D., Frostegård A., Thierry Heulin, Janet Jansson, Edouard Jurkevitch, Kruss, K. L., Kowalchuk G A., Lagares A., Lappin-Scott H. M., Lemanceau P., Le Paslier D., Mandic-Mulec I., C., Murell J. C., Myrold D.D., Nalin R., Nannipieri P., Neufeld J.D., O’Gara F., Parnell

- J.J., Pühler A., Pylro V., Ramos J.L., Roesch L.F., Shotel M., Schleper C., Sczrba A., Sessistich A., Sjöling A., Sørensen J., Sørensen S.J., Tebbe C.C., Topp E., Tsiamis G., Elsas J.D., Keulen G.Widmer F., Wagner M., Zhang T., Zhang X., Zhao L., Zhu Y., Vogel T.M., Simonet P. 2016. Back to the Future of Soil Metagenomics. *Frontiers in Microbiology* 7: 1–5. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.00073>
- Parmesan, C., Gary Y. 2003. “A Globally Coherent Fingerprint of Climate Change Impacts across Natural Systems.” *Nature* 421 (6918): 37–42. <https://doi.org/10.1038/nature01286>.
- Pereira P., Úbeda X., Martin D. A. 2012. Fire Severity Effects on Ash Chemical Composition and Water-extractable Elements. *Geoderma*. 191: 105-114.
- Prendergast-Miller, Miranda T., Alexandre B. de Menezes, Lynne M. Macdonald, Peter Toscas, Andrew Bissett, Geoff Baker, Mark Farrell, Alan E. Richardson, Tim Wark, and Peter H. Thrall. 2017. “Wildfire Impact: Natural Experiment Reveals Differential Short-Term Changes in Soil Microbial Communities.” *Soil Biology and Biochemistry* 109: 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.01.027>.
- Rodroguéz-Guzman, M.P., Alarcon, A., Alatorre-Rosas, R., Almaraz, J.J., Arteaga-Garibay, R.I., Ferrera-Cerrato, R., Gamboa-Angulo, M.M., Giono-Cerezo, S., Hernández-Cuevas, L.V., Mendoza de Gives, M., Pérez-Moreno, J., Reyes-Estebanez, M.M.J., Hernández-Ávila, M., 2011. Recursos Genéticos Microbianos de México, Diagnostico Nacional. Subsistema Nacional de Recursos Genéticos Microbianos (SUBNARGEM), Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA) y Colegio de Postgraduados. México, D.F. 180.
- Semarnat. 2017. “La Degradación de Suelos En México.” *Informe de La Situación Del Medio Ambiente En México. Compendio de Estadísticas Ambientales. Indicadores Clave y de Desempeño Ambiental* 23: 119–54. <https://doi.org/978-607-8246-61-8>

- Schulz, S., R. Brankatschk, A. Dümig, I. Kögel-Knabner, M. Schloter, and J. Zeyer. 2013. "The Role of Microorganisms at Different Stages of Ecosystem Development for Soil Formation." *Biogeosciences* 10 (6): 3983–96. <https://doi.org/10.5194/bg-10-3983-2013>.
- Tobin T.C., Janzen C.P. 2008. "Microbial Communities in Fire-Impacted Soils" Biology Faculty Publications, Susquehanna University. 13: 299–316
- Umer M. I., Rajab S. M. 2012. Correlation between aggregate stability ad microbiological activity in two Russian soil types. *Eurasian Journal of Soil Science* 1: 45-50.
- Vazquez, F. J., Acea M. J., y Carballas T. 1993. "Soil Microbial Populations after Wildfire." *FEMS Microbiology Ecology* 13 (2): 93–103. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.1993.tb00055.x>.
- Villers-Ruiz, L., Trejo-Vázquez I. 2003. "El Cambio Climático y La Vegetación En México." México: Una Visión Hacia El Siglo XXI. El Cambio Climático En México. INE. UNAM. US Country Studies Program. 57–72.
- Wan, S., D. Hui, and Y. Luo. 2001. "Fire Effects on Nitrogen Pools and Dynamics in Terrestrial Ecosystems: A Meta-Analysis." *Ecological Applications* 11: 1349–65. <https://doi.org/10.1890/1051->
- Westerling A. L., Hidalgo H. G., Cayan D. R., Swetnam T. W. 2006. Warming and Earlier Spring Increase Western U. S. Forest Wildfire Activity. *Science* 313: 940-943.
- Westerling A. L. 2016. Wildfires in west have gotten bigger, more frequent and longer since the 1980s. *The Conversation US, Inc., Academic rigos*.

CAPÍTULO 1. IMPACTO DE LOS INCENDIOS EN LAS COMUNIDADES MICROBIANAS DEL SUELO, EN UN BOSQUE DE ENCINO, EN EL CENTRO DE MÉXICO

1.1 Resumen

La severidad y frecuencia de los incendios forestales ha aumentado debido al cambio climático. Los incendios causan pérdida de la cubierta vegetal y diversos efectos en el suelo que dependen de la intensidad y severidad del siniestro o si este es superficial o bajo tierra. El objetivo de este trabajo fue estudiar el efecto de un incendio superficial en los microorganismos y en las propiedades químicas y físicas del suelo, en un bosque de encino en el Monte Tláloc, estado de México. Se evaluaron los cambios en la actividad, diversidad y equidad metabólica microbiana, así como el contenido de nutrimentos, Ca, Mg, Na, K, P, pH y materia orgánica del suelo, tres días después de ocurrir el incendio y seis y nueve meses después, para conocer el grado de recuperación de las comunidades microbianas del suelo. Los resultados obtenidos muestran que el fuego conduce a cambios en la composición química y física del suelo. La disminución en la humedad del suelo, después del incendio, así como la pérdida de materia orgánica fueron evidentes. El Ca y Mg presentes en el suelo también se vieron disminuidos. a causa del incendio, sin embargo, el P aumentó. La actividad y diversidad microbiana también se vieron disminuidas por el fuego, no obstante, hubo una evidente recuperación al pasar seis meses. Los resultados muestran que, si bien los cambios en la composición del suelo a causa del fuego influyen en la disminución de la diversidad y actividad metabólica microbiana del suelo, este tiende a recuperarse en periodos cortos.

1.2 Introducción

En las últimas décadas, los incendios forestales han sido más frecuentes y severos, debido al el cambio climático (Westerling *et al.*, 2006; Stephens, 2005; Westerling *et al.*, 2003; Dale *et al.*, 2001) y son un fenómeno que no solamente afecta la cubierta arbórea de los bosques, sino que también modifica la composición del suelo, por las altas temperaturas que se alcanzan (Kesstra *et al.*, 2017; Badía *et al.*, 2013; Miller *et al.*, 2009). Los cambios en la composición química, física y microbiológica del suelo hacen que la recuperación del ecosistema sea complicada y lenta (Dooley y Treseder, 2012; González-Perez *et al.*, 2004). Estos pueden impactar de manera positiva o negativa el funcionamiento del ecosistema (Tobin y Janzen, 2008) y están en función de la intensidad, la frecuencia y la severidad del incendio. Al modificarse las propiedades del suelo, las comunidades de microorganismos también sufren cambios que afectan sus funciones en el ecosistema. No obstante, los microorganismos poseen la capacidad de adaptarse a nuevos ambientes, aunque el proceso de recuperación de la comunidad microbiana esté restringido por la disponibilidad de nutrientes, la humedad y otras características físicas y químicas del suelo (Tobin y Janzen, 2008; González-Perez *et al.*, 2004). En ese sentido, resulta indispensable estudiar los cambios que presenta el suelo después de un incendio y su impacto en los microorganismos que tienen un papel funcional en los ciclos biogeoquímicos.

En México, los impactos de los incendios en el suelo se han estudiado escasamente, a pesar de que estos ocurren con frecuencia y afectan zonas donde se presenta alta biodiversidad y que representan un reservorio ecológico. Por esta razón es importante

identificar los impactos de los incendios forestales en el suelo, debido a que los microorganismos son los que promoverán la recuperación del ecosistema.

1.3 Materiales y métodos

1.3.1 Localización del sitio de estudio

En el mes de abril del año 2017 tuvo lugar un incendio forestal en el monte Tláloc, localizado en Texcoco, al oriente de la Ciudad de México. El monte Tláloc se considera el volcán inactivo más antiguo de la sierra Nevada y tiene una importancia ecológica y cultural para la población de México (Rueda *et al.*, 2013). Tres días después de la extinción del incendio, se procedió a localizar dos áreas en bosque de encino en el monte Tláloc para realizar este estudio. En cada área se seleccionaron dos sitios, uno donde ocurrió el incendio (perturbado) y otro sin perturbación, los cuales son comparables debido a su cercanía y tienen el mismo tipo de vegetación. La superficie de cada sitio fue de 20 m². El Sitio sin perturbación 1 y el Sitio incendiado 1 (SC1 y SI1) se localizan en las coordenadas geográficas 19°27'22" N, 98°46'45" W y una altitud de 2911 m y 19°27'13" N, 98°46' 46" W y 2895 m, respectivamente. El Sitio sin perturbación 2 y el Sitio incendiado 2 (SC2 y SI2) se localizan en las coordenadas 19°26'59" N y 98°46'36"W, a una altitud de 2802 m y 19°26' 49"N y 98°46'33" W a 2978 m s.n.m., respectivamente.

1.3.2 Colecta de muestras de suelo

Se realizaron tres muestreos: uno tres días después del incendio (T1), otro seis meses después del incendio (T2) y el último nueve meses después del incendio (T3), cubriendo el periodo de primavera, la temporada de lluvias y el invierno,

respectivamente. La primavera y el invierno son temporadas con baja precipitación, por lo cual se considera como la temporada seca. En cada sitio se establecieron tres transectos equidistantes, de 5 m de largo, y en cada uno se tomaron cuatro muestras, a una profundidad de 0 a 5 cm, con cilindros de acero de 4 cm de diámetro y 10 de largo. Después, las muestras se depositaron en bolsas estériles, para su trasportación, almacenamiento y procesamiento.

1.3.3 Análisis de Suelo

Las muestras de suelo se secaron a la sombra, durante 7 días, y se tamizaron para obtener los diferentes tamaños de agregados estables, utilizando la metodología de Wang *et al.* (2018). Las clases de tamaño fueron: > 9.5 mm, 9.5 – 6.4 mm, 6.4 – 4.2 mm, 4.2 – 2.3 mm, 2.3 – 1 mm, < 1 mm. Posteriormente, las muestras de suelo se molieron y tamizaron, con una malla < 2 mm para los análisis de laboratorio. Las variables edáficas determinadas fueron: humedad (gravimétrico), pH, materia orgánica, P, Ca, K, Mg y agregados del suelo, así como los porcentajes de ceniza. En el caso de la humedad, se separaron muestras, se pesaron y se secaron al horno, para determinar esta variable. El pH se determinó de acuerdo con Peech (1965); la materia orgánica y el carbono orgánico, de acuerdo con lo reportado por Nelson y Sommers (1982). La capacidad de intercambio catiónico (CIC) y las bases intercambiables, por el método de acetato de amonio, y el fósforo por el método de Olsen (Van Reeuwijk, 2002).

1.3.4 Evaluación de poblaciones microbianas.

Se realizó una cuantificación de Unidades Formadoras de Colonias (UFC) en muestras de suelo de los sitios incendiados (SI1 y SI2) y los sitios sin perturbar (SC1 y SC2). Los

medios de cultivo utilizados fueron agar nutritivo para bacterias totales, agar dextrosa papa más rosa de bengala (ADP + rosa) para hongos totales y CZAPECK + extracto de levadura para actinomicetos. Se tomaron submuestras de suelo de 10 g y se colocaron en botellas que contenían 90 mL de agua destilada estéril. Las botellas se cerraron herméticamente y se agitaron por 30 min. Con esto se obtuvo la primera dilución de 10^{-1} . A partir de esta se tomó 1 mL y se transfirió a un tubo con 9 mL de agua destilada y se agitó por unos segundos, con lo cual se obtuvo la dilución 10^{-2} . Se siguió el mismo proceso para obtener las diluciones 10^{-3} y 10^{-4} . De las tres últimas diluciones se tomaron alícuotas de 0.1 mL y se depositaron en las cajas de Petri, con los medios respectivos para cada grupo microbiano, se distribuyó cada alícuota homogéneamente con una varilla de vidrio y las cajas se incubaron a 28 °C. Se contaron colonias después de 2, 3 y 5 días.

1.3.5 Índice de Diversidad Metabólica

Para determinar la diversidad metabólica se tomaron 10 g de suelo de cada muestra, se diluyeron en 90 mL de agua destilada estéril y agitaron por 20 min, a 180 rpm; posteriormente, se realizaron las diluciones decimales para llevar la muestra a una concentración de 10^{-3} y se inocularon 150 μ L en cada pozo de las microplacas Biolog™ EcoPlates (BIOLOG ., Hayward, CAC), las cuales contienen un set de 31 fuentes de carbono, repetidas tres veces, incluyendo un blanco (testigo). Las placas se incubaron a 28 °C, durante 120 h, realizando lecturas con intervalos de 24 h, en un lector de microplacas a 590 nm. Los resultados obtenidos se graficaron, para conocer el tiempo de la fase exponencial de crecimiento en la microplaca. De estos resultados se tomaron

las lecturas registradas después de 72 h, para determinar el índice de diversidad metabólica, con la ecuación de Shannon Wiener (H'), como aparece a continuación:

$$H'_{\text{bact}} = - \sum_{i=1}^s p_s (\log_{10} p_s)$$

Derivada de S como el número de sustratos utilizados por las bacterias en el set de 31 fuentes de carbono, y el uso de cada sustrato p_s , calculado como las absorbancias de cada pozo dividido por la suma de absorbancias de todos los pozos (Fulthorpe y Allen 1994; Bradley *et al.*, 2006).

Equidad de Shannon Wiener.

$$E = H' / H \text{ máxima}$$

Donde H' es el índice de diversidad de Shannon Wiener.

$$H \text{ máxima} = \ln S$$

Donde S = número de pozos con desarrollo de color

La base teórica de esta metodología se fundamenta en la capacidad de las bacterias para utilizar las 31 fuentes diferentes de carbono en la placa, conformadas por nueve ácidos carboxílicos (ácido D-galactónico γ -lactona, ácido D-galacturónico, ácido 2-hidroxibenzoico, ácido 4-hidroxibenzoico, ácido γ -hidroxibutírico, ácido D-glucosaminico, ácido Itaconico, ácido α -ketobutírico, ácido D-málico), 2 aminas/amidas (fenil etil amina y putrascina), 6 aminoácidos (L-arginina, L-asparagina, L-fenilalanina, L-serina, L-treonina, ácido glicil-L-glutamico), 7 carbohidratos (β -metil-D-glucosida, D-

xylosa, i-eritritol, D-manitol, N-acetil-D-alucosamina, D-celobiosa, α -D-lactosa), 3 misceláneos (pyruvic acid methyl ester, glucose-1-phosphate, D,L- α -glicerol fosfato) y 4 polímeros (glicogeno, Tween 40, Tween 80, α -ciclodextrina), contenidas en los pozos, los cuales también contienen tetrazolio, que es un indicador redox utilizado comúnmente como indicador de la respiración celular. En esta determinación se asume que la reducción del tetrazolio en las placas está relacionado con el número de células viables en la fase de crecimiento exponencial; al utilizar la fuente de carbono del pozo, los microorganismos reducen el tetrazolio, debido a la respiración celular, y modifican el color del sustrato.

1.3.6 Actividad metabólica microbiana

La actividad metabólica de los suelos se determinó como el desarrollo del color en cada pozo, la cual está representada por las siglas PDC (promedio del desarrollo de color) y hace referencia a la actividad metabólica en las microplacas, producto de la respiración de las células viables presentes en la muestra. Se calcula dividiendo la suma de la densidad óptica inicial (DO_i) del color a un tiempo determinado, entre 31, que es el número de sustratos de la placa, los cuales también contienen cloruro de tetrazolio como indicador redox (Choi y Dobbs 1999) y tiene su fundamento en que, de acuerdo con el número de células viables contenidas en la muestra y la respiración de estas células, el cloruro de tetrazolio se reduce debido a la actividad deshidrogenasa, producto de la oxidación de grupos orgánicos a través del metabolismo celular.

$$AWCD = \sum DO_i / 31$$

1.3.7 Análisis estadísticos

Se realizaron los análisis estadísticos (ANOVA) para las determinaciones en el suelo y los índices obtenidos con 95% de confianza; las pruebas de comparación de medias se realizaron mediante el método de Tukey $\alpha = 0.05$ en el software estadístico Minitab.

1.4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Figura 1 se muestra el promedio de la precipitación mensual de los últimos 30 años y la precipitación registrada por CONAGUA durante el año 2017, en la zona del monte Tláloc, donde ocurrió el incendio. Los periodos de seca y lluvias se encuentran fuertemente marcados en esta figura. El incendio ocurrió en el mes de abril de 2017, después de más de tres meses de sequía. Seis meses después (octubre) se hizo el segundo muestreo, cuando el suelo se encontraba húmedo casi al final del periodo de lluvias. El tercer muestreo, realizado en el mes de febrero de 2018, igualmente se llevó a cabo en el periodo de sequía, este mes también está caracterizado por temperaturas bajas. La precipitación es un factor que influye en la actividad microbiana, ya que los microorganismos dependen, no solo de la cantidad de nutrientes disponibles, sino de la humedad presente en su entorno.

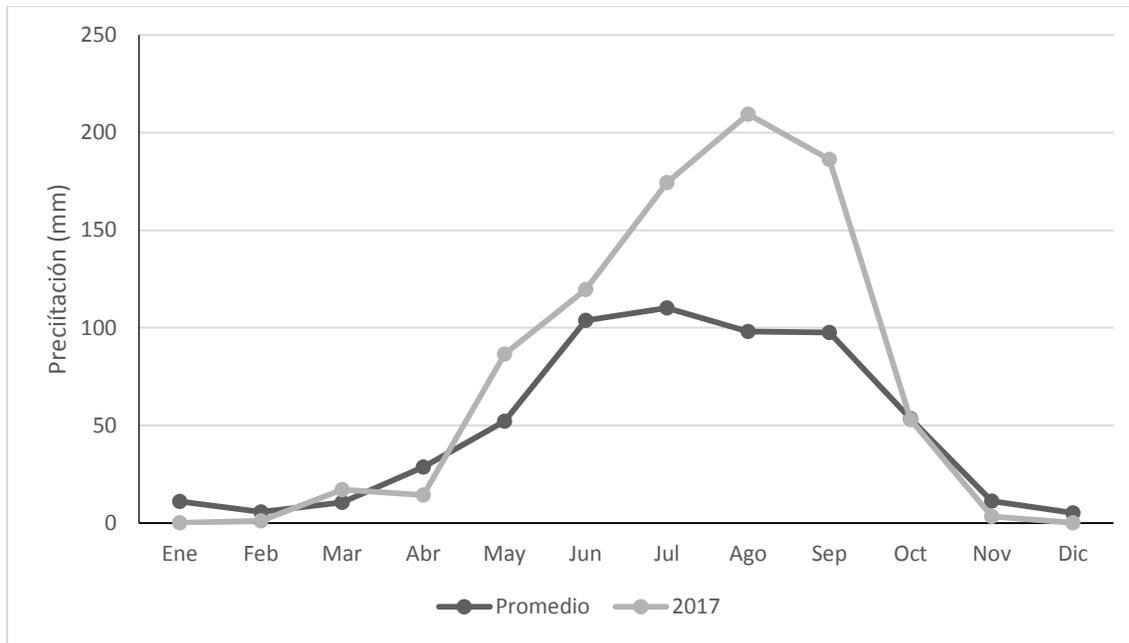


Figura 3. Precipitación mensual del promedio de 30 años en la zona del monte Tláloc, estado de México (Datos de la estación meteorológica de San Miguel Tlaixpan) y precipitación mensual registrada por CONAGUA para el año 2017, en el estado de México.

1.4.1 Humedad del suelo

El Cuadro 1 muestra los porcentajes de humedad en el suelo al Tempo 3 (nueve meses después del incendio). Esta medición se realizó en el periodo de seca, aunque un día antes se tuvo una lluvia fuerte atípica. Por lo que la humedad, en general, fue de moderada a alta. Lo que resalta del Cuadro1 es que la humedad en ambos sitios incendiados fue más baja, en comparación con los sitios sin perturbar. Sin embargo, estadísticamente, fue el SI2 es el que presentó una diferencia significativa con respecto a su testigo (sitio sin perturbar). Como resultado de la pérdida del matillo del suelo a causa del incendio, la disminución de la humedad en los sitios incendiados es mayor por la exposición directa al sol, al compararlos con los sitios sin perturbar que tienen matillo y se encuentran bajo la sombra de los árboles. Además, al acontecer un

incendio, la quema incompleta de materia orgánica resulta comúnmente en la formación de una capa hidrófoba fina en el suelo, esto aumenta la repelencia del suelo a la humedad y disminuye la permeabilidad (Tobin y Janzen, 2008; Letey, 2001). Esto ocasionó que el agua se infiltrara en menor cantidad, por lo que contribuyó a que se tuviera menos humedad en los sitios incendiados (Cuadro1).

Cuadro 1. Humedad del suelo en sitios donde ocurrió un incendio (SI1 y SI2) y en sitios sin perturbar (SC1 y SC2), correspondientes a un bosque de encino en el monte Tlálóc.

Sitio	Humedad %
SC1	47.9 ^a
SI1	32.5 ^a
SC2	112.4 ^b
SI2	80.9 ^c

Las letras diferentes representan diferencias significativas con 95% de confianza.

1.4.2 Agregados del suelo

En la Figura 1 se presentan los porcentajes de agregados en el suelo estudiado. La cantidad de agregados mayores de 9.5 mm se ve notablemente disminuida en los sitios incendiados, los agregados en el rango de 9.5 a 6.4 mm no fueron afectados, sin embargo los agregados de 6.4 a 4.2 mm muestran una disminución en los sitios incendiados, al compararlos con los sitios sin perturbación. Esta pérdida de los agregados en los rangos > 9.5 mm y 6.4 – 4.2 mm condujo a un aumento de la fracción de menor tamaño (< 1 mm) (Figura 1). Los agregados están constituidos por las partículas del suelo (arena, limo y arcilla), materia orgánica y material de origen microbiano, dando estructura y consistencia al suelo. La composición de las partículas en los agregados permite el paso del agua y el aire en el suelo, y son el escenario ideal

para el establecimiento de nichos microbianos, además de proveer nutrientes a las plantas. La agregación del suelo es producto de complejas interacciones entre micro y macrofauna del suelo, así como de la parte mineral y orgánica que lo conforman (ŽKemper y Koch, 1966; Tisdall y Oades, 1982; Goldberg *et al.*, 1988). Además, al llevar a cabo sus funciones, las bacterias y los hongos del suelo exudan polisacáridos coloidales que unen las partículas del suelo (Umer y Rajab, 2012) para formar los agregados. Esta es la razón por la que la actividad microbiana está relacionada fuertemente con la estabilidad de los agregados (Umer y Rajab, 2012) y, en general, con la formación del suelo (Schulz *et al.*, 2013). Al aumentar la temperatura del suelo, en el momento del incendio, el agua contenida en los agregados se evapora, provocando el rompimiento de estos y desestabilizando la estructura del suelo (Smith *et al.*, 2007).

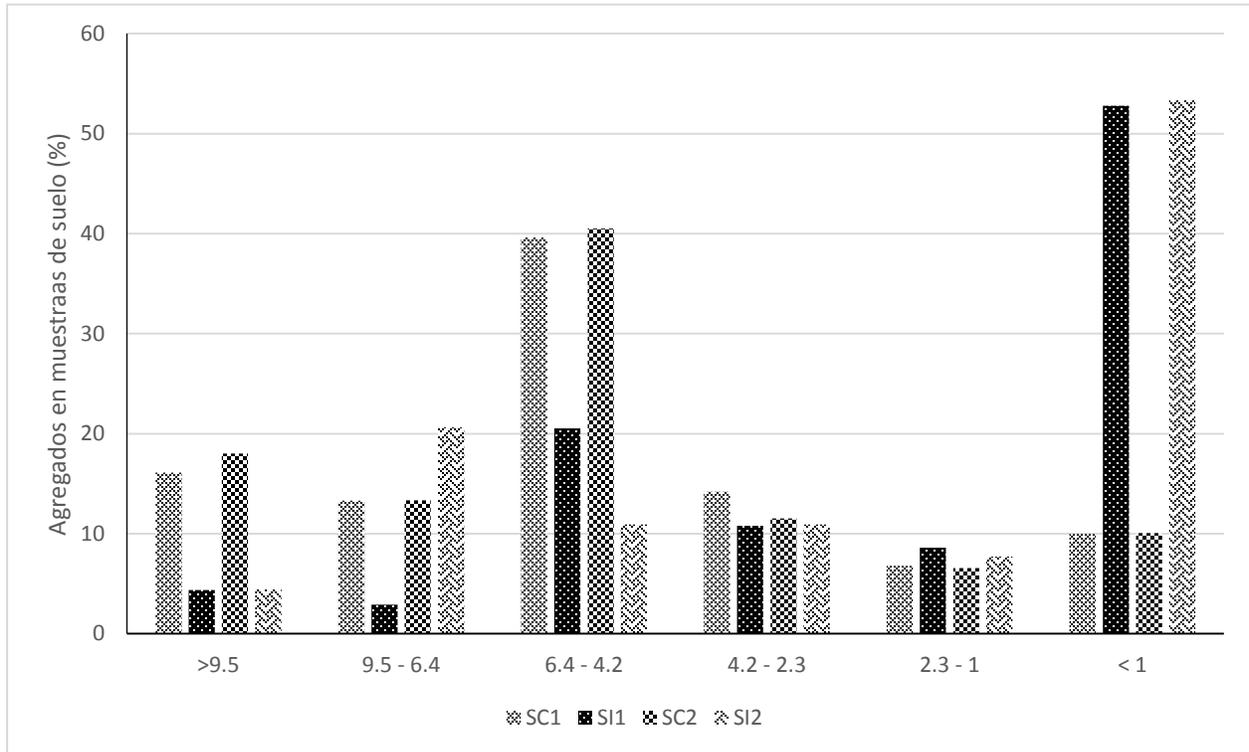


Figura 4. Porcentaje de agregados en muestras de suelo de dos sitios dañados por un incendio (SI1 y SI2) y dos sitios sin perturbar (SC1 y SC2) en un bosque de encino del monte Tlálloc. Los números en el eje X indican los tamaños de agregados (mm).

1.4.3 Análisis de suelo

En la Figura 2 se muestran los porcentajes de materia orgánica correspondientes a los sitios estudiados, los cuales muestran diferencias estadísticamente significativas entre ellos. Los dos sitios incendiados (SI1 y SI2) presentaron el menor contenido de materia orgánica, en comparación con los sitios no perturbados (SC1 y SC2). Esto indica que el incendio ocasionó una disminución de materia orgánica del 41.1% en el SI1 y de 26.6% en el SI2.

La severidad e intensidad de un incendio determinan el grado de perturbación que causa un incendio en el suelo (Certini, 2005; Solera *et al.*, 2011), y esto también está en función del contenido de humedad. La falta de humedad en el suelo, producto de la

estación y el clima, también potencializan la intensidad de un incendio (Badía *et al.*, 2017). La intensidad de un incendio describe la cantidad de energía transmitida a causa de la combustión de la materia orgánica (Certini, 2005; Tobin y Janzen, 2008; Solera *et al.*, 2011). La severidad está dada por la intensidad de un incendio (Tobin y Janzen, 2008), la cual está en función de factores como el comportamiento del fuego, esto define el grado de remoción de materia orgánica. En este sentido, se puede decir que en el Sitio incendiado 1 (SI1) el grado de severidad del incendio fue mayor que en el Sitio incendiado 2 (SI2), puesto que el primero perdió más materia orgánica del suelo que el segundo.

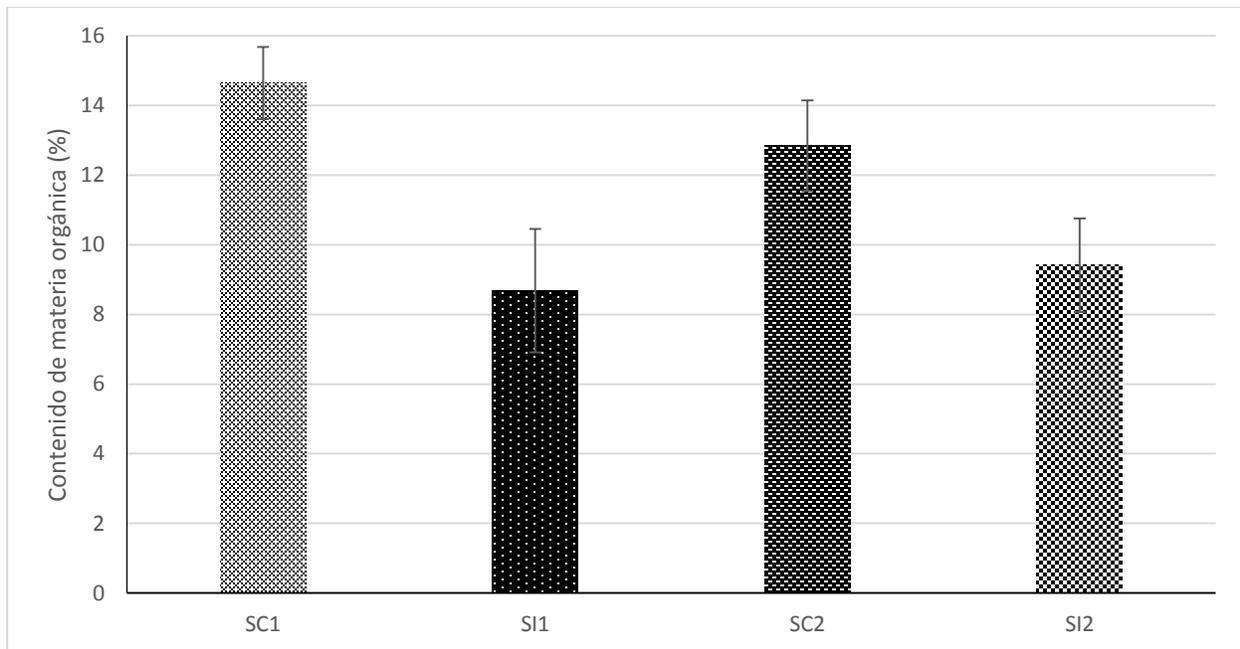


Figura 5. Contenido de materia orgánica del suelo en los sitios testigo (SC1 y SC2) y los sitios donde ocurrió el incendio (SI1 y SI2) en un bosque de encino. Los valores corresponden al promedio de los tres muestreos realizados.

Para el caso del sodio (Figura 3), no se presentan diferencias significativas entre los sitios incendiados y los sitios no incendiados. Sin embargo, se tuvo la tendencia de que la cantidad de sodio se incrementó en 8.5% en el SI1 y 9.3% en el SI2. Marcos *et al.* (2007) observaron una disminución del sodio al incrementar las temperaturas a >500 °C; sin embargo a temperaturas entre 100 y 200 °C el sodio tiende a aumentar su concentración (Úbeda *et al.*, 2009). La falta de significancia en el contenido de Na puede deberse a la heterogeneidad del suelo, particularmente si los valores son pequeños. Algunos autores recomiendan aumentar el número de muestras para analizar; sin embargo, existen estudios que reportan no obtener cambios significativos en algunas variables edáficas después de suscitarse un incendio.

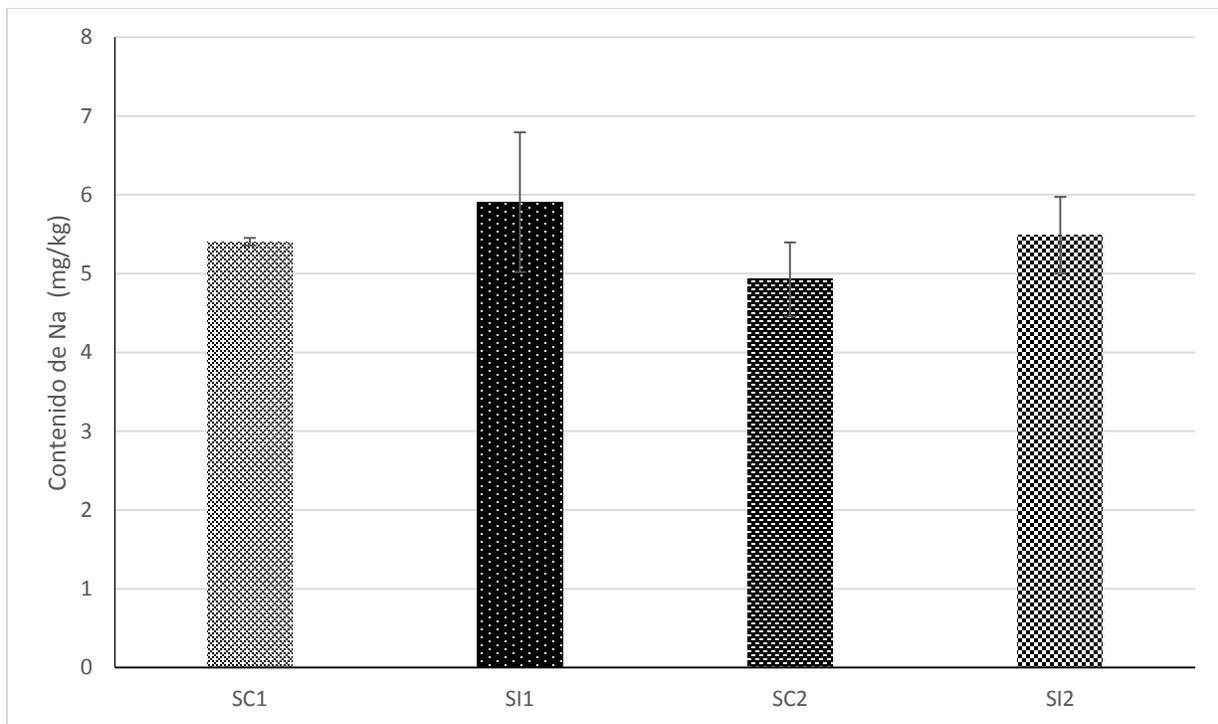


Figura 6. Contenido de Na en de los sitios testigo (SC1 y SC2) y los sitios donde ocurrió el incendio (SI1 y SI2) en un bosque de encino. Los valores corresponden al promedio de los tres muestreos realizados.

El pH (Figura 4) resultó escasamente afectado en ambos sitios incendiados (SI1 y SI2). Los cambios en el pH están dados principalmente por la presencia de cenizas en un suelo; sin embargo, esto está en función de la intensidad y severidad del siniestro (Úbeda *et al.*, 2009). A temperaturas < 300 °C el fuego no afecta los valores de pH (Pereira *et al.*, 2012; Ulery *et al.*, 20017).

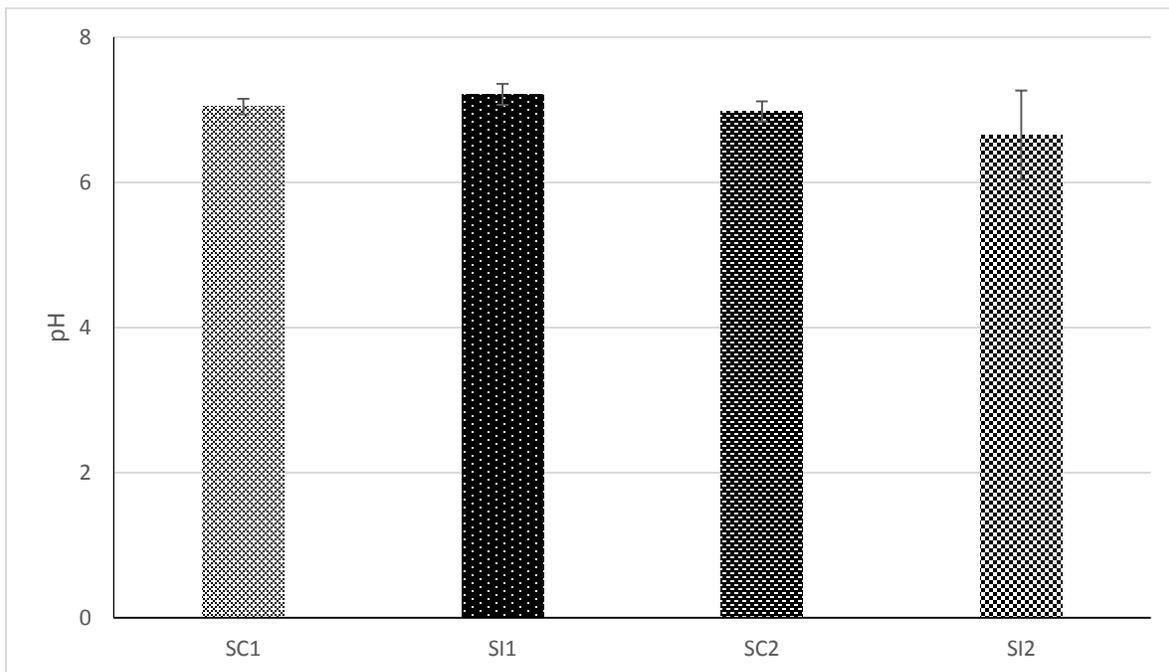


Figura 7. El pH del suelo de los sitios sin perturbación (SC1 y SC2) y los sitios incendiados (SI1 y SI2) en un bosque de encino. Los valores corresponden al promedio de los tres muestreos realizados.

En el caso del potasio, no se encontraron diferencias significativas entre los sitios incendiados y sin perturbación. Los valores de este elemento fluctuaron entre 53 y 59 mg kg⁻¹ en los sitios SI1 y SC1, y entre 70 y 80 mg kg⁻¹ en los sitios SI2 y SC2 (Figura 5).

En este estudio el fósforo mostró un comportamiento diferente entre sitios incendiados y sitios no perturbados (Figura 6). El fósforo disponible en el SI1 y en el SC1 fue

estadísticamente igual, tres días después del incendio (T1). Sin embargo el fósforo disponible en el S11 aumentó en el muestreo tomado a los seis meses (T) y luego disminuyó nueve meses después del incendio (T3). Un comportamiento similar ocurrió en el S12, en comparación con el SC2. Aunque en el S12 la liberación del fósforo ocurrió tres días después del incendio (T1) y se incrementó en los siguientes seis meses después del incendio, los valores disminuyeron después de nueve meses (T3) (Figura6).

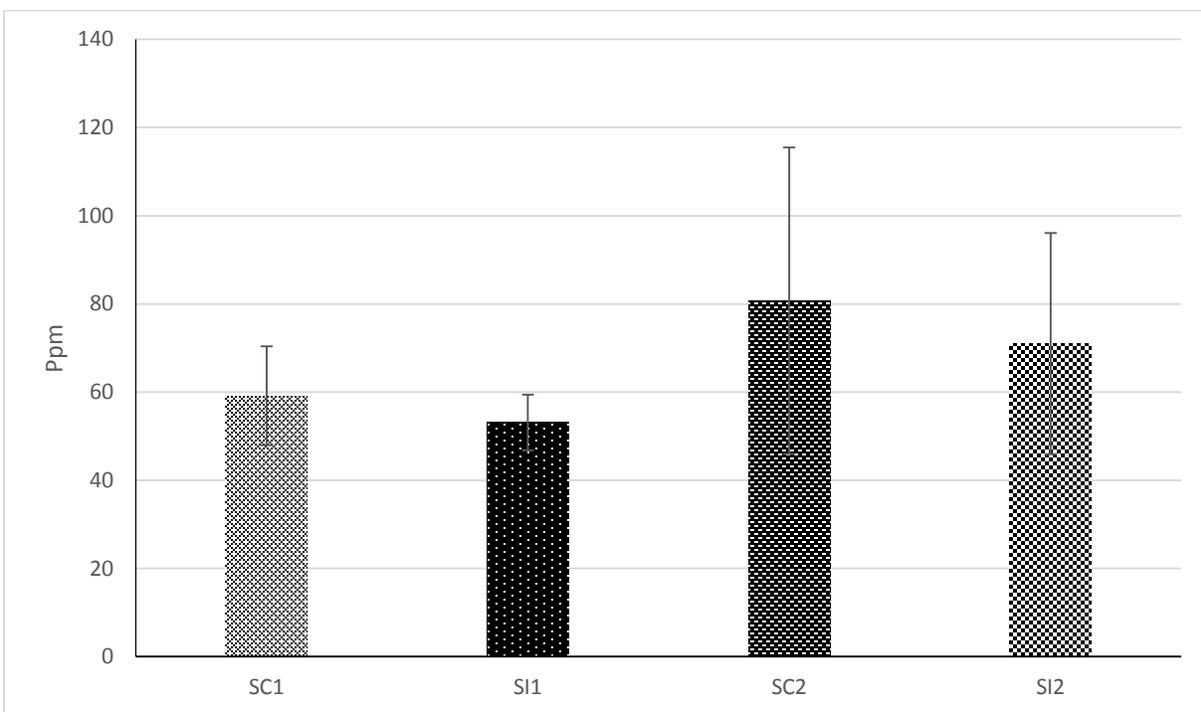


Figura 8. Contenido de potasio en los sitios no perturbados (SC1 y SC2) y los sitios incendiados (S11 y S12), respectivamente, en un bosque de encino. Los valores corresponden al promedio de los tres muestreos realizados.

Al acontecer un incendio, las formas orgánicas del fósforo se reducen a formas inorgánicas de fosfatos (Cade-Menun *et al.*, 2000), e incluso a temperaturas que no excedan los 200 °C (Giovainni *et al.* 1990). El fósforo, en presencia de fuego, es capaz de ligarse a otros elementos minerales del suelo, como hierro, aluminio y manganeso,

por lo que no se encuentra inmediatamente disponible, sino que este se libera después. Los estudios indican que los incendios forestales convierten la mayoría del fósforo orgánico en inorgánico (Tobin, 2008). En un estudio realizado por Badía *et al.* (2014), se encontró que el incremento en el fósforo disponible en el suelo se dio hasta tres semanas después del incendio. Badía *et al.* (2003) encontraron que el contenido de fósforo extraíble en el suelo, cuando la temperatura del incendio alcanza un rango de 250 a 500°C, tiende a incrementarse, mientras que la materia orgánica disminuye. Brown y Mitchell (1986) reportan que a temperaturas entre 200 y 400 °C la mineralización de fósforo en el suelo se estimula, al igual que la disolución de fósforo de las cenizas (Bodí *et al.*, 2012), que es detectable hasta después de una semana del incendio (Badía y Martí, 2003).

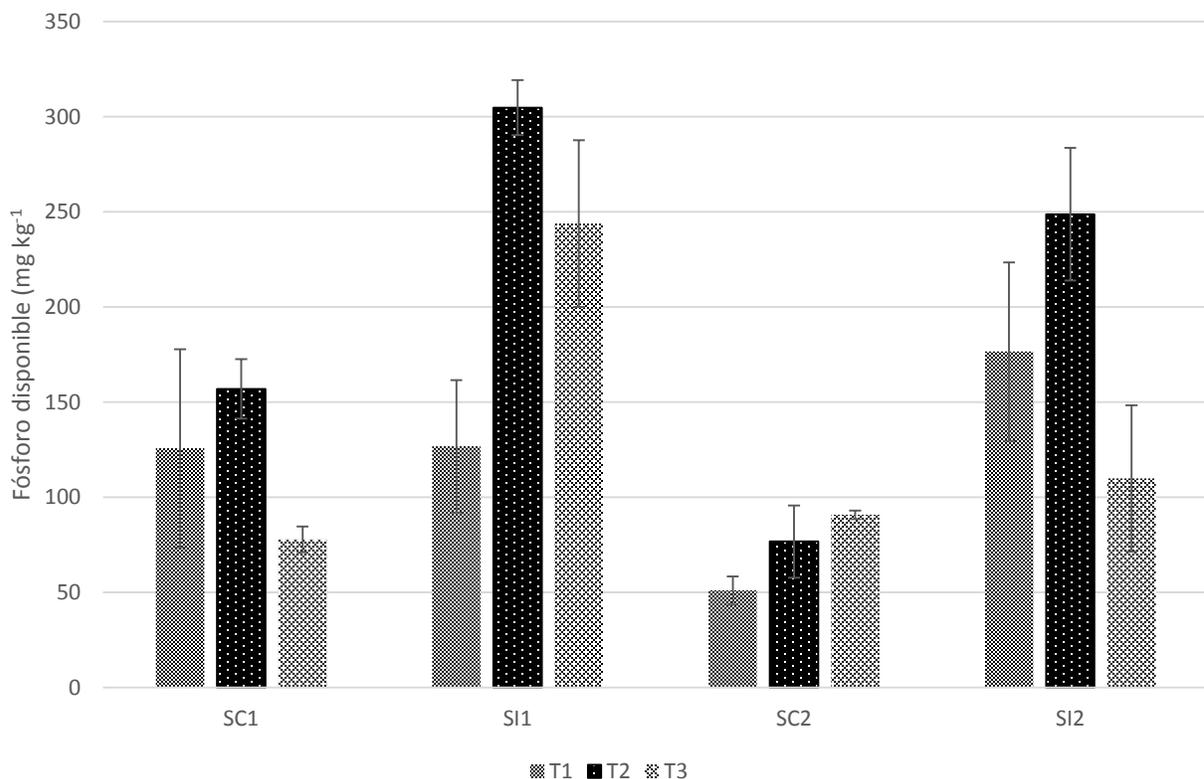


Figura 9. Fósforo disponible en los sitios no perturbados (SC1 y SC2) y los sitios incendiados (SI1 y SI2), respectivamente, en los tres muestreos, tres días después del incendio (T1), seis y nueve meses después del incendio (T2 y T3), respectivamente, en un bosque de encino.

El Ca y Mg se redujeron significativamente en los sitios incendiados (SI1 y SI2), al compararlos con los sitios sin perturbación (Figura 7 y 8). En caso del Ca en el Sitio SC1 fue de 164 mg kg⁻¹ y en el SI1 fue de 120 mg kg⁻¹, lo que representa una reducción de 40 mg kg⁻¹ después de que ocurrió el incendio. Este comportamiento también se tuvo en los Sitios SC2 y SI2 (Figura 7). En el caso del Mg, en el Sitio SI1 fue de 226 mg kg⁻¹ y en el Sitio SI1 fue de 177 mg kg⁻¹, esto indica una pérdida de 49 mg kg⁻¹ de Mg después de ocurrido el incendio (Figura 8). Estos compuestos son volátiles, a altas temperaturas (Ubeda *et al.*, 2009). Al ocurrir un incendio, los residuos depositados en el suelo se encuentran mayormente en forma de óxidos, hidróxidos y carbonatos, y estas

cenizas son ricas en elementos como Ca y Mg, sin embargo, estos pueden perderse por mineralización, erosión, escurrimiento y lixiviación (Cerdá y Bodí, 2007). Blank *et al.* (1996) menciona que el Ca puede perderse debido a la creación de formas insolubles de CaCO_3 . El Mg tiene una tendencia similar al Ca; por ejemplo, en un estudio realizado por Úbeda y Salas (2001), se encontró que al aumentar la temperatura del suelo a más de 250 °C las concentraciones de Ca y Mg disminuyen. En el caso de Ca los autores también atribuyeron esta disminución a la generación de formas insolubles de CaCO_3 . A Mayor temperatura mayor disminución de estos en el suelo.

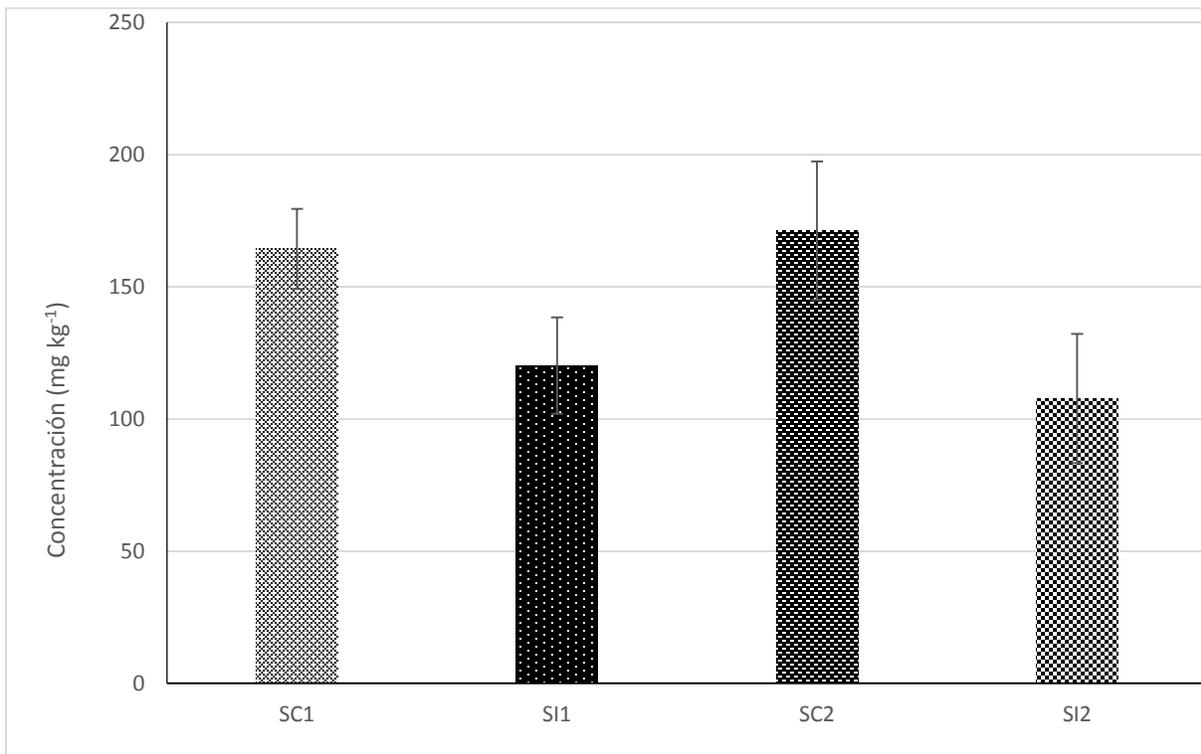


Figura 10. Contenido promedio de calcio de los tres muestreos en los sitios no perturbados (SC1 y SC2) y los sitios incendiados (SI1 y SI2), en un bosque de encino.

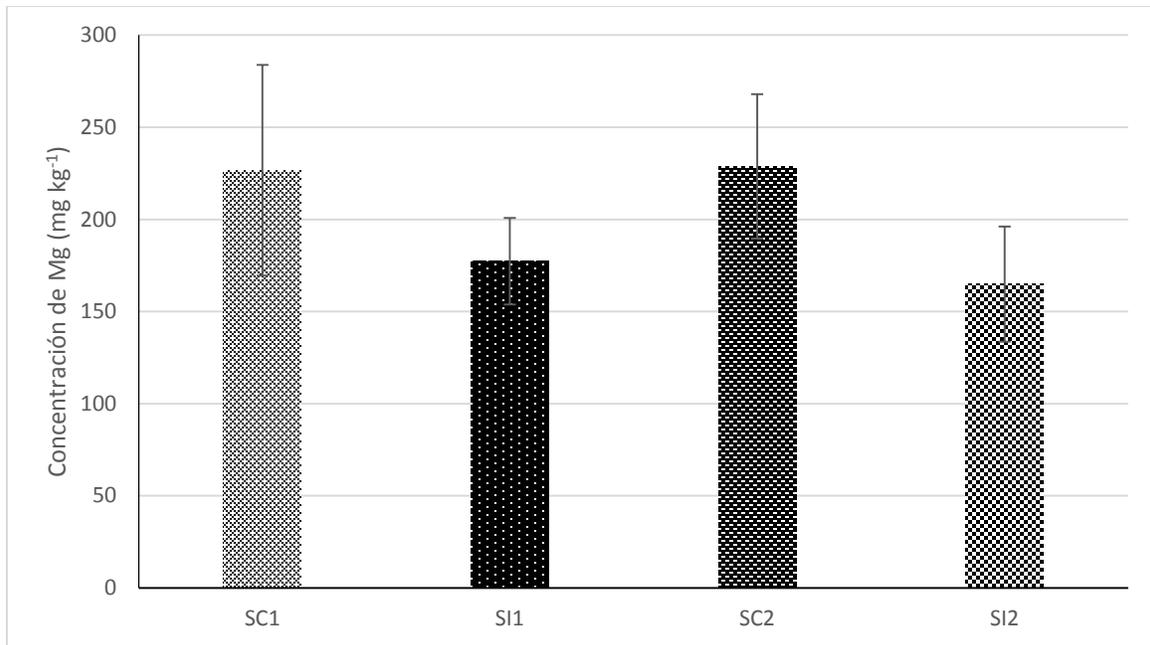


Figura 11. Concentración promedio de magnesio de los tres muestreos en los sitios no perturbados (SC1 y SC2) y los sitios incendiados (SI1 y SI2), en un bosque de encino.

1.4.4 Cuantificación de Unidades Formadoras de Colonias

Las poblaciones de bacterias totales, hongos totales y actinomicetos se presentan en la Figura 10. La población de hongos totales en los Sitios incendiados 1 y 2 (SI1 y SI2, respectivamente) muestra una ligera reducción de las UFC (Unidades Formadoras de Colonias), tres días después de que ocurrió el incendio, al compararlos con los sitios sin perturbación. En el Sitio incendiado 1 (SI1) la población fue de 14×10^3 UFC; mientras que el sitio sin perturbación (SC1) fue de 22×10^3 UFC (Figura 10a). Un comportamiento similar se observó entre el Sitio incendiado 2 (SI2) y el Sitio sin perturbación 2 (SC2). Al paso de seis meses, la población de hongos totales aumenta en ambos sitios incendiados, con valores superiores a los sitios sin perturbación (SC1 y SC2, respectivamente). El Sitio incendiado 1 (SI1) tuvo una población de 120×10^3 UFC; en cambio, el sitio sin perturbación tuvo una población de 38×10^3 UFC. Este aumento en

las unidades formadoras de colonias puede deberse a que el muestreo se realizó justo después del periodo de lluvias (Figura 1), en el mes de octubre. De acuerdo con Siebert *et al.* (2018), la humedad en el suelo es un factor importante para el crecimiento de los microorganismos, por lo que una mayor cantidad de agua en el suelo conduce a un aumento de las comunidades microbianas. Después de nueve meses (T3), la población de hongos, en el SI1, siguió aumentando, al compararlo con el sitio sin perturbación (SC1), no así en el SI2, en el cual se presentó una reducción en el número de UFC de hongos, con respecto al sitio no perturbado (SC2).

Los hongos han desarrollado la capacidad de resistir incrementos en la temperatura del suelo (Claridge *et al.*, 2009). Al suscitarse un aumento de temperatura, los propágulos de algunas especies de hongos ectomicorrízicos se estimulan después de la ocurrencia de un incendio, lo que indica cierta tolerancia a los incendios (Vásquez- Gassibe *et al.*, 2016).

Para las bacterias totales (Figura 10 b), el Sitio incendiado 1 (SI1) muestra una reducción en la población bacteriana, al compararlo con el Sitio sin perturbación 1 (SC1), tres días después del incendio (T1); sin embargo, esta reducción es mínima, debido a que el incendio ocurrió en la época de sequía y los microorganismos se encuentran en poblaciones bajas en el suelo, por la falta de humedad. Algo similar se observó en el, al comprarlo con el SC2; no obstante, este comportamiento está en función de la presencia de humedad en el suelo al momento de suscitarse un incendio (Tobin *et al.*, 2005). Al paso de seis meses (T2), se observó un incremento en la población de bacterias totales en ambos sitios incendiados (SI1 y SC1), con valores de 345×10^4 UFC y 623×10^4 UFC, respectivamente, en comparación con los sitios sin perturbación (SC1 y SC2) que tuvieron 115×10^4 UFC y 171×10^4 UFC, respectivamente.

Sin embargo, nueve meses después (T3) los sitios incendiados muestran una disminución en las colonias de bacterias, lo cual pudo haber estado asociado a baja humedad en el suelo, dado que el muestreo se realizó en la época seca (Figura 1). Las bacterias tienden a resistir los cambios en la temperatura de su entorno más fácilmente, en comparación con los hongos, por lo que una vez que ocurren las lluvias hay un gran incremento grande en la población de bacterias (Tobin y Janzen, 2008), lo cual también está relacionado con la liberación de nutrientes después de un incendio (Smith *et al.*, 2008)

En el caso de los actinomicetos, para el primer muestreo (T1) solo se observó una caída en la población de este grupo, en el Sitio incendiado 2 (SI2), en comparación con el sitio no perturbado (SC2). En el Sitio incendiado 1 (SI1) y el Sitio no perturbado 1 (SC1) la población de actinomicetos fue estadísticamente igual (Figura 10 c). Se esperaba que las poblaciones de actinomicetos aumentaran en la época de lluvias (T2). Sin embargo, el comportamiento fue atípico, ya que la población de actinomicetos disminuyó en los sitios no incendiados (SC1 y SC2) en los muestreos T2 y T3 (Figura 10 c). Los actinomicetos tiene una mayor resistencia a los aumentos de temperatura, en comparación con otros microorganismos cultivables (Cilliers *et al.*, 2005). La falta de cambios inmediatos en las comunidades microbianas, al suscitarse un incendio, está en función de la disponibilidad de nutrientes y la humedad del suelo. Dado que este incidente ocurrió durante la temporada de sequía, es de esperar que el incendio no muestre un fuerte impacto en las comunidades microbianas del suelo que, por efecto de falta de agua, se encuentran en bajos números.

La abundancia y diversidad de las comunidades microbianas en el suelo está mediada por la cantidad de nutrientes presentes y la humedad (Siebert *et al.*, 2018). Debido al

cambio climático, ha habido un aumento en la frecuencia de sequía que afecta no solo a las comunidades vegetales, sino también a las comunidades microbianas del suelo. En un estudio reciente, Gionchetta *et al.* (2018) comprobaron que al someter diferentes muestras de suelo a periodos de sequía prolongados, las poblaciones de los microorganismos en la capa superficial del suelo y la hojarasca disminuye por la falta de agua. De igual forma, periodos de sequía prolongados comprometen el papel funcional de los microorganismos en los ciclos biogeoquímicos. Esto puede explicar la poca afectación del incendio en las poblaciones microbianas, ya que este ocurrió en el periodo de sequía e incluso los sitios no incendiados presentaron un bajo número de microorganismos. El año 2017 fue uno de los periodos secos más prolongados registrados en el centro de México (CONAGUA, 2017)

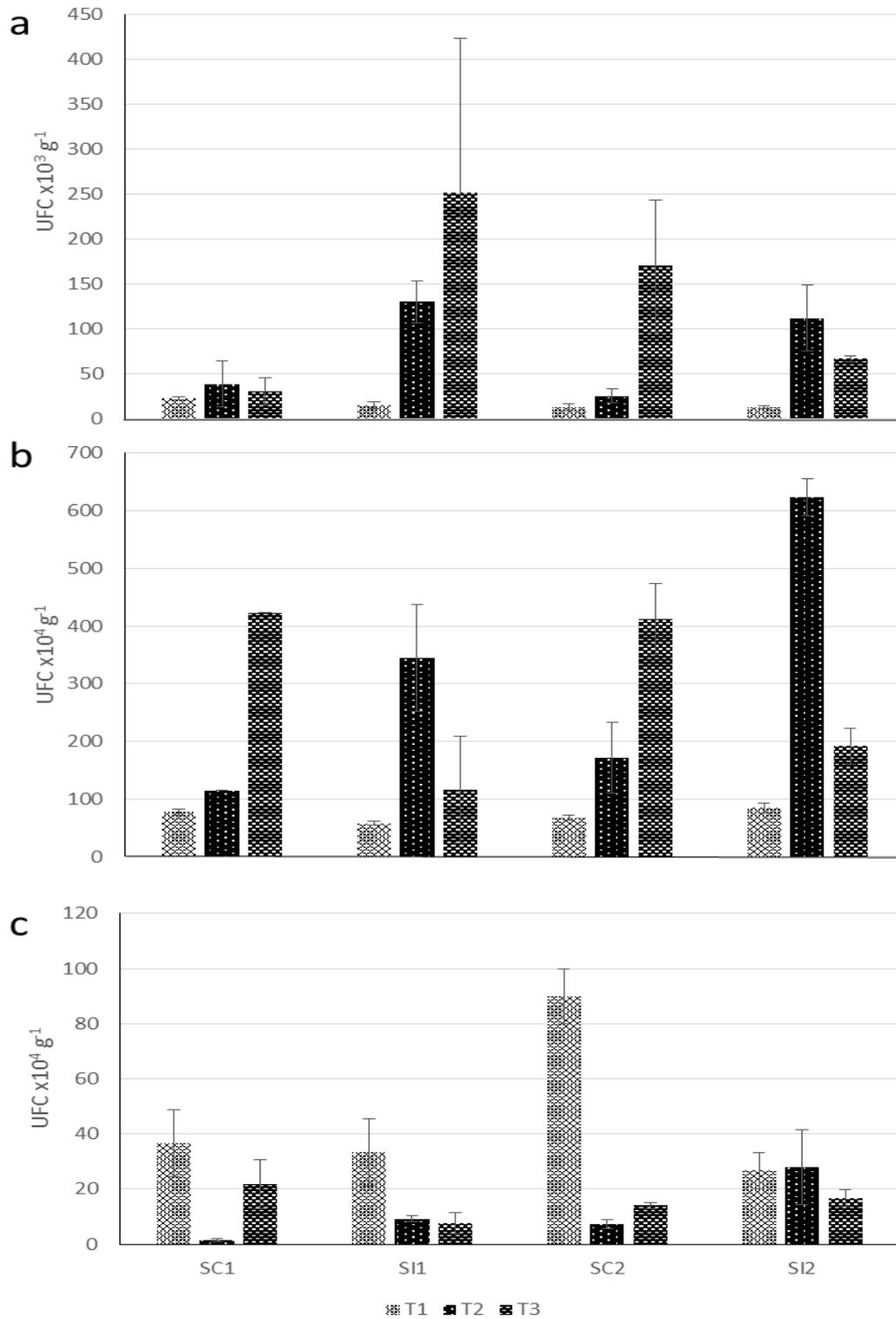


Figura 12. Población de: a) hongos totales, b) bacterias totales, c) actinomicetos. Tres días después del incendio (T1), seis meses después (T2) y nueve meses después (T3), para un bosque de encino.

1.4.5 Actividad Metabólica Microbiana

En el primer muestreo (Figura 9a y Cuadro 2), realizado tres días después del incendio (T1), se encontró que la actividad metabólica microbiana disminuyó notablemente en los dos sitios incendiados (SI1 y SI2), en comparación con los sitios no perturbados (SC1 y SC2). La reducción de la actividad metabólica en el SI1, con respecto al Sitio sin perturbación 1 (SC1) fue de 95.1%. Para el Sitio incendiado 2 (SI2) la reducción de la actividad metabólica fue de 97.9%, con respecto al Sitio sin perturbación 2 (SC2). Este muestreo se realizó en el mes de abril del año 2017, es importante mencionar que el bosque se encontraba en periodo de sequía, lo que ocasionó que el incendio fuera controlado hasta pasados 7 días, con una pérdida de alrededor de 700 ha.

Después de seis meses (T2), se observó una recuperación de la actividad metabólica microbiana en los sitios incendiados (SI1 y SI2) e, incluso, fue un poco más alta que en los sitios sin perturbar (SC1 y SC2); aunque no hubo diferencias significativas (Figura 9b y Cuadro 2). Este muestreo se realizó en el mes de octubre del año 2017, durante el periodo de lluvias. Posiblemente, esto se debió a la actividad de los microorganismos que proliferaron después del incendio, los cuales tuvieron la capacidad de aprovechar las nuevas condiciones en el nicho ecológico, y a la humedad relacionada con las lluvias (Tobin y Janzen, 2008).

En el tercer muestreo (Figura 9c y Cuadro 2), el comportamiento de la actividad metabólica del suelo de los sitios incendiados (SI1 y SI2) cambió. Estos presentaron una actividad metabólica menor que la de los sitios no perturbados (SC1 y SC2). La actividad metabólica en el Sitio incendiado 1 (SI1) muestra una ligera caída con una diferencia de 13.8%, en comparación con el sitio sin perturbación (SC1). En el Sitio

incendiado 2 (SI2) la diferencia en la actividad metabólica es de 50.2%, en comparación con el sitio sin perturbación (SC2). Esta caída en la actividad metabólica es atribuible a la disminución de la humedad. El tercer muestreo (T3) se realizó en el periodo de invierno, el cual es el periodo seco, por lo que se combina una falta de lluvia con bajas temperaturas que posiblemente afectaron la actividad metabólica microbiana de todos los sitios (Figura 1). Aun con estos factores adversos, la recuperación en ambos sitios incendiados (SI1 y SI2) es evidente al paso de nueve meses. Además, se observó presencia de musgo, cubriendo las áreas incendiadas, junto con vegetación secundaria. Las variaciones en la actividad microbiana del suelo después de un incendio se encuentran en función de la naturaleza del fuego (Bââth *et al.*, 1995; Esquilin *et al.*, 2007; Tobin y Janzen, 2008). La intensidad y severidad del fuego son factores determinantes en las comunidades microbianas y la diversidad de estas después de un incendio (Smith *et al.*, 2007). No obstante, la actividad microbiana tiende a recuperarse debido a la liberación de nutrientes y al aumento de la humedad del suelo durante el periodo de lluvias, lo cual depende de otros factores, como el tipo de suelo y la cantidad de materia orgánica presente. Esto fue lo que se observó en los sitios donde ocurrió el incendio (SI1 y SI2), que mostró la resiliencia que tienen los ecosistemas forestales al efecto de factores adversos.

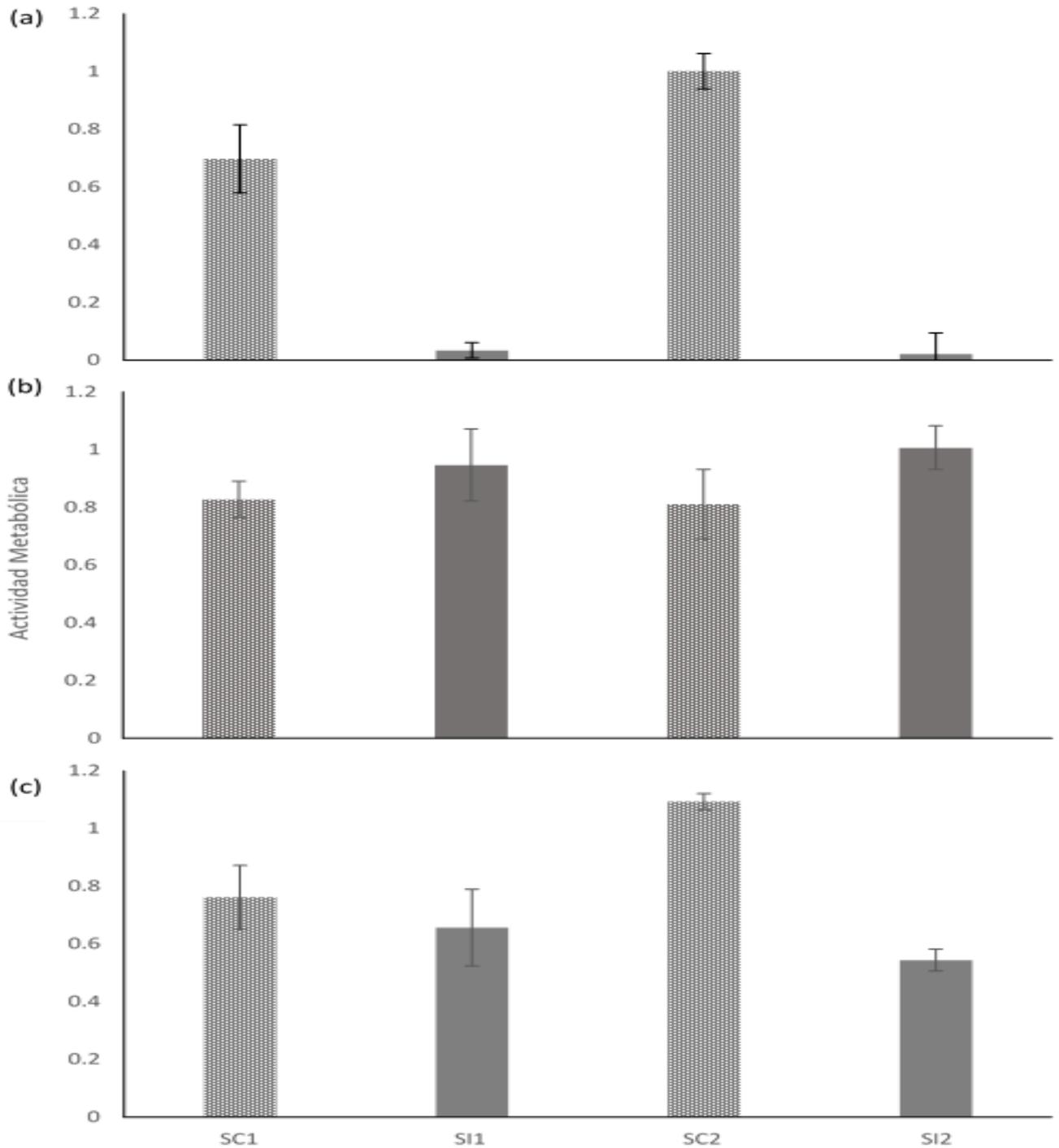


Figura 13. Actividad metabólica microbiana medida como el promedio del desarrollo de color (PDC) en microplacas Biolog de muestras de suelo de sitios incendiados (SI1 y SI2) y sitios sin perturbación (SC1 y SC2) en un bosque de encino. a) Tres días después del incendio (T1), b) Seis meses después del incendio (T2) y c) Nueve meses después del incendio (T3).

¿Cuál es el título del eje de las x?

1.4.6 Diversidad metabólica microbiana

La diversidad metabólica microbiana, dada por el índice de Shannon Weirner y el índice de equidad, mostró una reducción estadísticamente significativa en ambos sitios incendiados (SI1 y SI2), en comparación con los sitios sin perturbación (SC1 y SC2) (Figura 9 y Cuadro 2). Ambos sitios incendiados sufrieron una reducción en su diversidad metabólica, debido al incendio (Figura 9a y Cuadro 2); sin embargo, seis meses después (Figura 9b y Cuadro 2) hay una notable recuperación en la diversidad. Lo anterior persistió después de 9 meses (Figura 9c y Cuadro 2). Como se muestra en la Figura 6, algunos elementos, como el fósforo, se liberan al acontecer un incendio. Dado que este disturbio afectó únicamente la capa superficial del suelo, cabe la posibilidad de que sean los microorganismos, capaces de aprovechar las nuevas condiciones del suelo y la liberación de nutrientes, los que recolonizan la capa superior del suelo. Esto explicaría el aumento en la actividad y diversidad (Figuras 8b, 9b y Cuadro 2) metabólicas seis meses después de ocurrido el incendio.

La diversidad y la actividad metabólicas son dos factores cruciales para entender el grado de recuperación de la comunidad microbiana del suelo de un ecosistema. En este estudio, el coleccionar muestras de suelo tres días después de ocurrir un incendio en un bosque de encino permitió evaluar el impacto inmediato del incendio sobre la comunidad microbiana (medida como actividad metabólica y diversidad microbianas). Los resultados encontrados indican que las diferencias fueron notorias en comparación con los sitios no perturbados (Figuras 8, 9 y Cuadro 2). Las muestras coleccionadas seis y nueve meses después, mostraron que la comunidad microbiana se recupera en tiempos relativamente cortos, pues la actividad y diversidad metabólicas se

incrementaron a niveles comparables a los sitios sin perturbación (Figura 8, 9 y Cuadro 2). La actividad y diversidad microbiana son factores estrechamente relacionados con las condiciones del suelo y el ambiente (Ansari y Malik, 2013). Al acontecer un incendio, independientemente de la severidad e intensidad de este, el ambiente se modifica; así mismo, los microorganismos y las funciones que realizan dentro del ecosistema sufren cambios (Chen *et al.*, 2013). La diversidad y la actividad metabólica microbiana son un acercamiento para conocer el estado y funcionalidad del suelo después de un disturbio. El estudio de los cambios físicos y químicos que sufre el suelo, después de un incendio, permite entender los cambios en la actividad y diversidad metabólica microbiana del suelo. En este trabajo se observó un aumento en la disponibilidad de P, lo cual pudo estar relacionado con el incremento de la actividad metabólica microbiana; sin embargo, la cantidad de materia orgánica disminuyó a causa del incendio. Esto nos sugiere que posiblemente diversos factores pudieran estar involucrados en la respuesta de los microorganismos a los incendios.

Cuadro 2. Índice de diversidad metabólica de shannon (H'), equidad de Shannon (E) y actividad metabólica (PDC), para los sitios en los tres tiempos de muestreo.

Tiempo	Sitio	H'	E	PDC
T1	SC1	2.9361 ^a	0.855 ^a	0.698 ^{ab}
	SI1	1.105 ^b	0.322 ^b	0.0345 ^d
	SC2	3.1433 ^a	0.9153 ^a	1.001 ^{ab}
	SI2	2.4281 ^b	0.7071 ^b	0.0955 ^{cd}
T2	SC1	3.1654 ^a	0.9218 ^a	0.8273 ^{ab}
	SI1	3.0779 ^a	0.8963 ^a	0.974 ^{ab}
	SC2	3.0191 ^a	0.8792 ^a	0.811 ^{ab}
	SI2	3.157 ^a	0.9128 ^a	1.073 ^{ab}
T3	SC1	2.9449 ^a	0.8658 ^a	0.761 ^{ab}
	SI1	3.0757 ^a	0.9043 ^a	0.657 ^{ab}
	SC2	3.0683 ^a	0.9021 ^a	1.0925 ^{ab}
	SI2	2.9372 ^a	0.8636 ^a	0.5442 ^{bc}

** Letras diferentes indican diferencia significativa entre sitios (Tukey $\alpha = 0.05$)

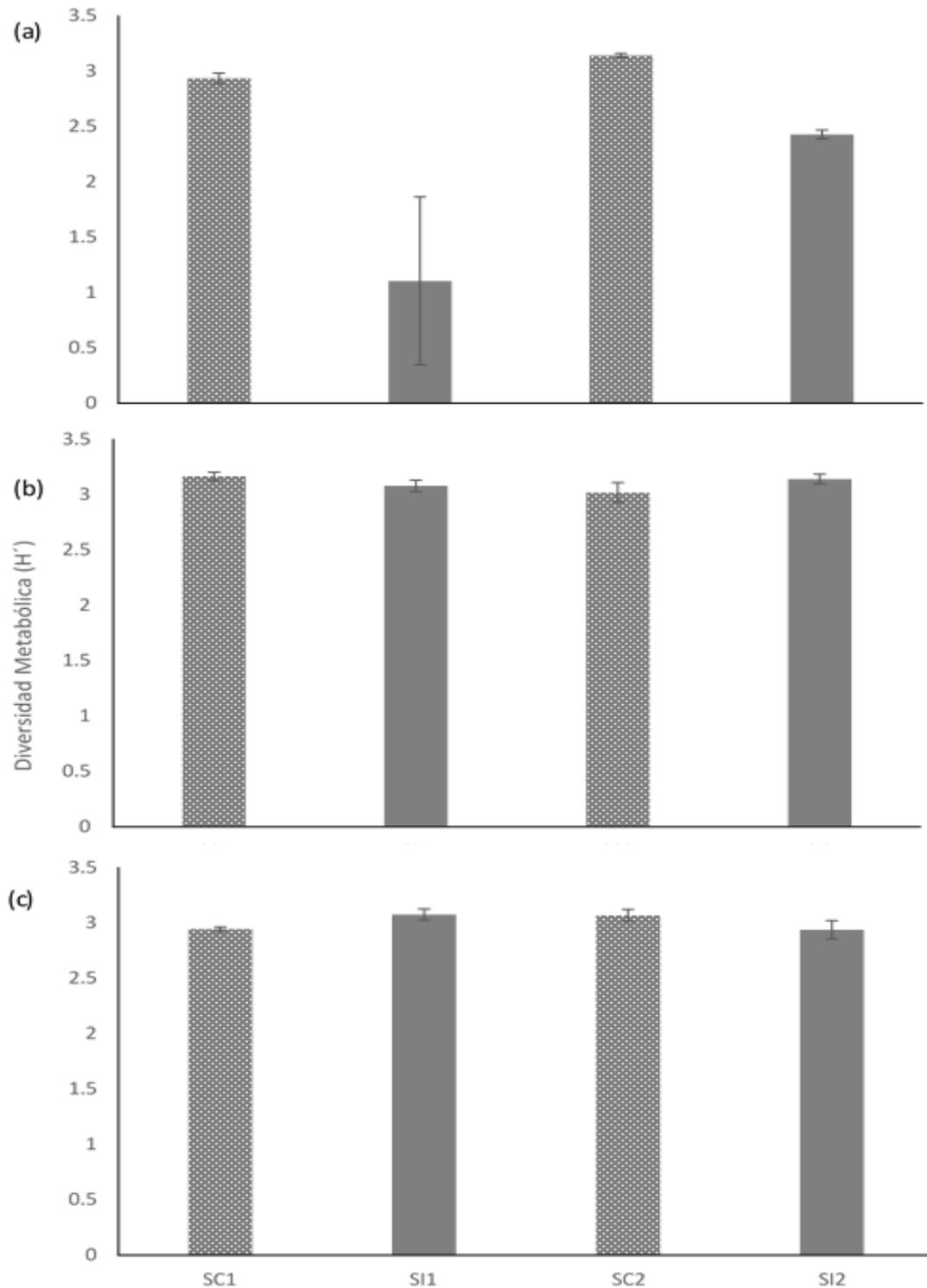


Figura 14. Índice de Shannon para diversidad metabólica microbiana en sitios incendiados (SI1 y SI2) y sin perturbar (SC1 y SC2) en un bosque de encino. A) tres días después del incendio (T1), B) seis meses después del incendio (T3) y C) nueve meses después del incendio.

1.5 CONCLUSIONES GENERALES

1. Los agregados del suelo de mayor tamaño colapsaron a causa del incendio, lo que condujo a un aumento de los agregados < 1 mm y de cenizas.
2. Los sitios impactados por el incendio presentaron menor contenido de humedad que los sitios no perturbados, lo cual sugiere que el aumento de la cantidad de agregados de menor tamaño y de cenizas, y la eliminación del mantillo redujo la penetración del agua en el suelo.
3. El incendio en el bosque de encino ocasionó una combustión de la materia orgánica del suelo que resultó en una pérdida de esta, de 26.6 % a 41.1 %.
4. El fósforo disponible en el suelo aumentó, mientras que el calcio y el magnesio disminuyeron a causa del incendio.
5. La actividad y diversidad metabólica fueron fuertemente deprimidas después del incendio, sin embargo, estas se recuperaron en el periodo de lluvias y alcanzaron valores similares a los sitios sin perturbar.
6. Dado que el incendio ocurrió en la época más seca del año, las poblaciones de hongos y bacterias, tanto en sitios incendiados como no incendiados, fueron bajas y sin diferencias significativas.
7. En el periodo de lluvias, en los sitios incendiados, la población microbiana fue mayor que en los sitios no incendiados, esto posiblemente a causa de la liberación de nutrientes, como fósforo.
8. Aunque los incendios forestales afectan negativamente las comunidades microbianas del suelo (en relación con la actividad o cantidad), estas tienen una capacidad de resiliencia que les permite recuperarse en tiempos relativamente cortos.

1.6 LITERATURA CITADA

- Ansari M. I., Malik. 2013.. Management of Microbial Resources in the Environment. Malik A., Grohmann E., Alves M (Eds.) Recent Development in the Methods of Studying Microbial Diversity. Springer, Dordrecht. DOI: [10.1007/978-94-007-5931-2](https://doi.org/10.1007/978-94-007-5931-2)
- Badía D., S. López- García, C. Martí, O. Ortíz-Perpiñá, A. Girona-García, J. Casanova. 2007. Burn effects on soil properties associated to heat transfer under contrasting moisture content. *Science of the Total Environment*. 601: 1119-1128.
- Badía, D., C. Martí. 2003. Plant ash and heat intensity effects on chemical and physical properties of two contrasting soils. *Arid Land Res. Manag.* 17:23–41.
- Blank, R.R., D.C. Zamudio. 1998. The influence of wildfire on aqueous-extractable soil solutes in forested and wet meadow ecosystems along eastern front of Sierra Nevada range, California. *International Journal of Wildland Fire* 8: 79–85.
- Bååth, E., Å. Frostegård, T. Pennanen, and H. Fritze. 1995. Microbial community structure and pH response in relation to soil organic matter quality in wood-ash fertilized, clear-cut or burned coniferous forest soils. *Soil Biol. Biochem.* 27:229–240.
- Bodí, M. B., A. Cerdá, J. Mataix-Solera, S.H. Doerr. 2012. Efectos de los incendios en la vegetación y el suelo en la cuenca mediterránea: revisión bibliográfica. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles* 58:33-55
- Brown, G. y D.T. Mitchell. 1986. Influence of fire on the soil phosphorus status in sand plain lowland fynbos, south-western Cape. *South African Journal of Botany* 56:67-72.
- Cerdá, A. y M.B. Bodí. 2007. Erosión hídrica en suelos afectados por incendios Forestales. *Incendios Forestales, Suelos y Erosión Hídrica*. Alcoi, Caja de Ahorros del Mediterráneo CEMACAM, 71-118.
- Chen F., H. Zheng, K. Zhang, O. Ouyang, J. Lan, H. Li, Q. Shi. 2013. Changes in soil microbial community structure and metabolic activity following conversion from native *Pinus massoniana* plantations to exotic *Eucalyptus* plantations. *Forest Ecology and Management* 291: 65-72
- Cilliers C.D., A. Botha, K.J. Esler, y C. Boucher. 2005 Effects of alien plant management, fire and soil chemistry on selected soil microbial populations in the Table Mountain National Park, South Africa. *South African Journal of Botany* 71:211-220
- Claridge A, J. Trappe y K. Hansen. 2009. ¿Los hongos tienen unos papeles como estabilizadores del suelo y remediadores después del incendio forestal? *Ecología y Manejo Forestal* 257 : 1063-1069.

- Dale, V.H., L. a Joyce, S. McNulty, R.P. Neilson, M.P. Ayres, M.D. Flannigan, P.J. Hanson, L.C. Island, A.E. Lugo, C.J. Peterson, D. Simberloff, F.J. Swanson, B. J. Stock, B. M. Wotton. 2001. Climate Change and Forest Disturbances: climate change can affect forests by altering the frequency, intensity, duration, and timing of fire, drought, introduced species, insect and pathogen outbreaks, hurricanes, windstorms, ice storms or landslides. *BioScience*, 51 : 723–34.
- Dooley S.R., K.K. Treseder. 2012. The effect of fire on microbial biomass: a Meta-analysis of field studies. *Biogeochemistry* 109:49-61.
- Esquilin, A. E. J., M. E. Stromberger, W. J. Massman, y J. M. Frank. 2007. Microbial community structure and activity in a Colorado Rocky Mountain forest soil scarred by slash pile burning. *Soil Biol. Biochem.* 39:1111–1120.
- Gionchetta G., F. Oliva, M. Menéndez. 2018. Key role of streambed moisture and flash storms for microbial resistance and resilience to long term drought. *Freshwater Biology* 64: 306-322
- H. Rueda, J.L. Macías, J.L. Arce, J.E. Gardner, P.W. Layer. 2013. The ~31 ka rhyolitic Plinian to sub-Plinian eruption of Tlaloc Volcano, Sierra Nevada, central Mexico. *Journal of Volcanology and Geothermal Reserch.* 252: 73-91.
- González- Pérez, J. A., F.J. González- Vila, G. Almendros, H. Knickeer. 2004. The effect of fire soil organic matter- a review. *Environment International* 30: 855-870.
- Keesstra, S., L. Wittenberg, J. Maroulis, F. Sambalino, D. Malkinson, A. Cerdà, P. Pereira. 2017. The influence of fire history, plant species and post-fire management on soil water repellency in a Mediterranean catchment: the Mount Carmel range, Israel. *Catena* 149: 857–866.
- Miller J. D., H.D. Safford, M. Crimmins, A.E. Thode. 2009. Quantitative evidence for ncreasing forest fire severity in the Sierra Nevada and Southern Cascade Mountains, California and Nevada, USA. *Ecosystems* 12:16–32
- Pereira, P., X. Úbeda, D.A. Martin. 2012. Fire severity on ash chemical composition and water- extractable elements. *Geoderma* 191: 105–114.
- Schulz, S., R. Brankatschk, A. Dümig, I. Kögel.Knabner, M. Schloter, J. Zeyer. 2013. The role of microorganism at different stagen of ecosystem development for soil formation. *Biogeosciences* 10: 3983 – 3996.
- Siebert J., M. Sünemann, H. Auge, S. Berger, S. Cesarz, M. Ciobanu, R.N. Guerrero-Ramírez, N. Eisenhauer. 2018. The effects of drought and nutrient addition on soil organisms vary across taxonomic groups, but are constant across seasons. *Nature* 9:639.

- Smith N. R., B. E. Kishchuk y W.W. Mohn. 2008. Effects of wildfire and Harvest Disturbances on Forest Soil Bacterial Communities. *Applied and Environmental Microbiology* 74: 216- 224.
- Stephens, S. L. 2005. Forest fire causes and extent on United States Forest Service lands. *International Journal of Wildland Fire* 14:213–222.
- Tobin, T. C., C.P. Janzen. 2008. Microbial Communities in Fire-Affected Soils. In Patrice Dion and Chandra Shekhar Nautiyal (Ed.) *Soil Biology. Microbiology of Extreme Soils* 13: 299-316.
- Tobin-Janzen T, A. Shade, L. Marshall, K. Torres, C. Beblo, C. Janzen, J. Lenig, A. Martinez, D. Ressler. 2005. Nitrogen Changes and Domain Bacteria Ribotype Diversity in Soils Overlying the Centralia Pennsylvania Underground Coal Mine Fire. *Soil Science* 170:1-10
- Ubeda X., P. Pereira, L. Outeiro, D.A. Martin. 2009. Effects of fire temperature on the physical and chemical characteristics of the ash from two plants of cork oak (*Quercus suber*). *Land Degradation and Development* 20:589-608.
- Ulery, A.L., R.C. Graham, B.R. Gotoft, K.R. Hubbert, 2017. Fire effects on cation exchange capacity of California forest and woodland soils. *Geoderma* 286, 125–130.
- Úbeda X. 2001. Influencia de la intensidad de quemado sobre algunas propiedades del suelo después de un incendio forestal. *Edafología* 8: 41– 99
- Vásquez-Gassibe, P., J.A. Oria-de-Rueda, L. Santos-de-Blanco, P. Martín-Pinto. 2016. The effects of fire severity on ectomycorrhizal colonization and morphometric features in *Pinus pinaster* Ait. Seedlings. *Forest Systems* 25: 1-12.
- Wang, A., Z. Wang, L.J. Ma, W. Ali Khattak, W.Hu, Y.Z. Meng, A.G. Zhou. 2018. Combined Effects of nitrogen and straw application on aggregate distribution and aggregate-associated organic carbon stability in an alkaline sandy loam soil. *European Journal of Soil Science*. 69: 1105–1116.
- Westerling, A. L., H. G. Hidalgo, D. R. Cayan, and T. W. Swetnam. 2006. Warming and earlier spring increase western U.S. forest wildfire activity. *Science* 313:940–943.
- Westerling, A.L., T.J. Brown, A. Gershunov, D.R. Cayan and M.D. Dettinger, 2003. Climate and Wildfire in the Western United States. *Bulletin of the American Meteorological Society* 84: 595-604.

CONCLUSIÓN GENERAL

Los incendios forestales son un problema que ha ido incrementando en los últimos años debido al cambio climático y a otros factores relacionados con las actividades humanas. Existió un impacto del incendio, ocurrido en 2017 en el Monte Tláloc, en las comunidades microbianas del suelo y en otras propiedades como los contenidos de macro nutrientes y agregados del suelo. El estudio de estas propiedades es esencial para determinar el grado de afectación del incendio. Las comunidades microbianas del suelo son sensibles a los incendios, no obstante estos pueden recuperar el nivel que tenían antes del evento, lo que indica su capacidad de resiliencia a factores adversos.

**EL ALMA SIN CIENCIA NO ES BUENA, Y AQUEL
QUE SE APRESURA CON SUS PIES PECA.**

PROVERBIOS 19:2